Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Distribuição e abundância de aves em relação ao uso da terra na bacia do rio Passa-Cinco, Estado de São Paulo, Brasil

Marli Penteado

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ecologia de Agroecossistemas.

Piracicaba
2006

Livros Grátis

http://www.livrosgratis.com.br

Milhares de livros grátis para download.

Marli Penteado
Bióloga

Distribuição e abundância de aves em relação ao uso da terra na bacia do rio Passa-Cinco, Estado de São Paulo, Brasil

Orientador:
Prof. Dr. **LUCIANO MARTINS VERDADE**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ecologia de Agroecossistemas.

Piracicaba
2006

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP

Penteado, Marli
Distribuição e abundância de aves em relação ao uso da terra na bacia do Rio Passa-Cinco, Estado de São Paulo, Brasil / Marli Penteado. - - Piracicaba, 2006.
131 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2006.
Bibliografia.

1. Aves 2. Bacia hidrográfica 3. Biodiversidade 4. Distribuição geográfica animal 5. Ecologia da paisagem 6. Ecossistema agrícola I. Título

CDD 639.9782

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Dedico aos meus filhos e aos meus pais, que sempre acompanharam minhas "empreitadas" acadêmicas e à sociedade, que ainda nos possibilita produzir ciência.

AGRADECIMENTOS

Posso dizer que a maior parte do que consegui neste trabalho dependeu do auxílio efetivo e do trabalho conjunto de pesquisadores, professores, colegas e profissionais. O primeiro deles é o meu orientador, coordenador do Laboratório de Ecologia Animal e amigo **Prof º Dr. Luciano Martins Verdade**, que idealizou o projeto do Biota/FAPESP, fez o delineamento experimental do trabalho e conseguiu o recurso necessário para viabilizar os cinco projetos desenvolvidos pelos pós-graduandos do laboratório. Sem isso nada teria começado..... A ele também agradeço por disponibilizar a estrutura e todo apoio logístico da Universidade e também o apoio pessoal, para que eu pudesse trabalhar com tranqüilidade. Reconheço que poucos podem ter esse previlégio. Agradeço ainda ao Luciano, por me estimular sempre a transformar o conhecimento adquirido durante minha formação universitária e profissional em ciência aplicada, acreditando que eu seria capaz..., por isso eu agradeço muito mais!

Alguns professores, pesquisadores e colegas foram imprescindíveis para que eu conseguisse ampliar meu conhecimento. Os ornitólogos e ecólogos **Carlos Yamashita**, amigo e companheiro de trabalho, idéias e ideais e com o qual sempre pude aprender muito, interagindo, trabalhando e planejando, o **Prof º Dr. Wesley Rodrigues Silva** pelos valiosos comentários e sugestões que foram incorporados nos artigos da tese, o **Prof º Dr. Edwin O´Neil Willis**, com quem aprendi grande parte do que sei sobre identificação de aves e que acompanhou as primeiras etapas deste trabalho e o **Prof º Dr. Mauro Galetti**, que esteve sempre disponível para sugestões e troca de idéias. O **Prof º Dr. Carlos Alberto Vettorazzi**, pelo apoio constante e disposição em auxiliar em tudo que fosse relacionado com paisagem e uso de SIG e pela revisão dos artigos. O pesquisador **Dr. Mateus Batistella** que fez comentários valiosos sobre análises de paisagem, incorporados neste trabalho, **Letícia Orsi**, pela assistência no uso do SIG e **Guilherme Carbonari** por trabalhar com as imagens no Corel Drawn. Os estatísticos **Profº Dr. Bryan F. J. Manly** pela revisão das análises e sugestões e **Carlos Hirth**, pelo auxilio na indicação e execução das análises estatísticas. **Dr. Pedro Gerhard** e **Ms Graziella Dotta,** amigos do laboratório, que auxiliaram com o material da tese e nas análises finais.

Agradeço ainda colegas e profissionais que facilitaram muito meu trabalho em diferentes fases. O curador da coleção ornitológica do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, **Prof º Dr. Luiz Fábio Silveira** por acompanhar minha consulta à coleção, a **Drª Roberta O. A. Valente** e o **Prof º Dr. Carlos Alberto Vettorazzi**, por permitirem o acesso aos dados de paisagem, sem os quais esse trabalho não seria possível.

As questões práticas do trabalho foram facilitadas por todos os funcionários do Departamento de Zootecnia da ESALQ/USP especialmente o **Edson Roberto Davanzo** e **José Henrique Rocha**, que me acompanharam nos trabalhos de campo, se dispondo a ajudar sempre. Agradeço também os proprietários que permitiram nosso acesso aos sítios de estudo e os auxiliares de campo da Ripasa pela disposição com o trabalho exaustivo.

Finalmente reconheço o auxílio imprescindível das duas Instituições que contribuíram efetivamente para que eu conseguisse me manter trabalhando. O **Ibama**, por permitir meu afastamento, providenciando auxílio necessário para estudos de doutorado e a **FAPESP** – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pelos recursos (proc 01/13251-4) do projeto "Distribuição e abundância de vertebrados em relação à estrutura da paisagem na bacia do rio Passa-Cinco - BIOTA/Projeto Passa-Cinco".

Outra parte do trabalho só foi possível porque tive o auxílio indireto de parentes, amigos e colegas, que me deram tudo que eu podia precisar para trilhar esse trecho do caminho:

Marília e Guilherme Carbonari, meus filhos queridos, que me fazem constantemente rever conceitos, flexibilizar posições e refletir sobre a vida, meu trabalho e ideais;

Haroldo e Daysi, meus pais, que sempre respeitaram meu modo de ser, agir e minhas escolhas e decisões;

Carlos Völz, amigo e companheiro desse trecho do percurso, que me instigou a buscar um equilíbrio duradouro, independente das situações;

Profº Dr. Ramkrishna Teixeira, amigo e pesquisador, por estar sempre disponível, compartilhando de sua visão ética e coerente sobre ciência e produção de conhecimento;

José Eduardo Ramos de Oliveira, que me deu orientação valiosa na prática de meditação, sem a qual não poderia ter retomado importantes objetivos de vida;

Luiz Carlos Lucena, amigo, jornalista e poeta, que estimulou indiretamente a redescoberta do meu potencial poético, sem o qual não poderia ter devaneado o suficiente;

Leninha, Roberto, Angela e Dourado, amigos sempre disponíveis, porque amigo é prá essas coisas;

Roberto Nogueira, amigo e fotógrafo, que registrou imagens incríveis de aves na bacia do rio Passa-Cinco, principalmente falconiformes.

Graziela Dotta, amiga sincera, companheira de trabalho de campo, viagens e reflexões sobre o projeto, que sempre dispôs de forma muito simpática de sua casa em Piracicaba, juntamente com Diego;

Katia Ferraz, colega de trabalho com as capivaras pelo Ibama, e amiga sincera, com a qual mantive contato constante durante o desenvolvimento do projeto, se dispondo a tudo que estivesse ao seu alcance;

Carla Gheler e Fabio Comin, colegas do projeto BIOTA, que me acompanharam nos trabalhos de campo e me receberam muito bem na sua casa em Piracicaba;

Cantarelli, colega do Ibama e do laboratório, o melhor churrasqueiro que poderíamos ter, e que não deixou que eu fosse a estudante mais “antiga” do LEA;

Pedro Gerhard, Anderson, Júlio Cesar, Carlos Pina, André, Érica, Adenilson, Gustavo e Cláudias, colegas do laboratório e das poucas festinhas que participei;

Uma mínima parte deste trabalho eu atribuo a mim, mesmo sabendo que não fiz nada além daquilo que deveria, porque tive o previlégio social, moral, emocional e intelectual de chegar até aqui, não por merecimento, mas porque não poderia ser de outra forma!

"O sonho obriga o homem a pensar"
Milton Santos

SUMÁRIO

RESUMO....9
ABSTRACT....10
1 INTRODUÇÃO....11
Referências....15
2 RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE AVES EM RELAÇÃO AO USO DA TERRA EM AGROECOSSISTEMAS DA REGIÃO CENTRO-LESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL
Resumo....20
Abstract....21
2.1 Introdução....22
2.2 Desenvolvimento....24
2.2.1 Material e Métodos....24
2.2.1.1 Área de estudo....24
2.2.1.2 Sítios e delineamento experimental....25
2.2.1.3 Coleta de dados....26
2.2.1.4 Análise dos dados....28
2.2.2 Resultados....30
2.2.3 Discussão....42
2.3 Conclusões/ Considerações finais....51
Referências....54
3 INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DO HABITAT NA DIVERSIDADE BETA DE AVES EM AGROECOSSISTEMAS DA REGIÃO CENTRO-LESTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL
Resumo....60
Abstract....61
3.1 Introdução....62
3.2 Desenvolvimento....64
3.2.1 Material e Métodos....64
3.2.1.1 Área de estudo e sítios amostrais....64
3.2.1.2 Delineamento experimental....66
3.2.1.3 Coleta de dados....67
3.2.1.4 Análise dos dados....70
3.2.2 Resultados....72
3.2.3 Discussão....79
3.3 Conclusões / Considerações finais....83
Referências....85
4 MÉTODO DE PONTO FIXO PARA AMOSTRAGEM DA AVIFAUNA EM AGROECOSSISTEMAS NO SUDESTE DO BRASIL
Resumo....93
Abstract....94
4.1 Introdução....95
4.2 Desenvolvimento....97
4.2.1 Material e Métodos....97

4.2.1.1 Área de estudo.....97

4.2.1.2 Delineamento experimental.....98
4.2.1.3 Análise dos Dados.....100
4.2.2 Resultados.....100
4.2.3 Discussão.....106
4.3 Conclusões / Considerações Finais.....109
Referências.....111
Anexos.....115

Resumo

Distribuição e abundância de aves em relação ao uso da terra na bacia do rio Passa-Cinco, Estado de São Paulo, Brasil

Paisagens em mosaico, compostas por fragmentos de vegetação natural e habitats implantados, estão se tornando comuns em todo mundo, devido principalmente à agricultura. Por esta razão, os inventários de vida silvestre e os programas de conservação devem considerar não somente habitats prístinos, mas também agroecossistemas. Este estudo é parte de uma pesquisa multitaxa realizada na mesma bacia hidrográfica. Seus objetivos principais foram determinar a riqueza e abundância de aves em diferentes elementos de uma paisagem agrícola usando a Bacia do rio Passa-Cinco (entre as latitudes 22º05`e 22º30`S e as longitudes 47º30`e 47º50`W) como modelo, e também testar a eficácia do método de ponto para amostragem de aves em habitats antrópicos. Para tanto, foram utilizados múltiplos níveis de informação de variáveis de habitat à variáveis ambientais e análises estatísticas multivariadas. Foram registradas 224 espécies de aves em toda a bacia. As florestas nativas apresentaram maior riqueza de espécies (164) e as pastagens a maior abundância de indivíduos. Os fragmentos de floresta nativa apresentaram um padrão distinto dos outros elementos da paisagem, quando se considera a composição específica e abundância nas análises de escalonamento multidimensional. As categorias tróficas apresentaram diferentes padrões de distribuição e abundância em relação aos diferentes elementos da paisagem. Habitats mais estruturados, como os fragmentos de floresta nativa, são essenciais para a conservação da comunidade de aves de agroecossistemas.O método de ponto fixo pode ser usado para censo de aves em agroecossistemas. Considerando os valores humanos ligados à agricultura e a conservação da biodiversidade, o presente estudo enfatiza que os fragmentos de floresta nativa devem ser considerados elementos essenciais das paisagens agrícolas e que agroecossistemas, como um todo, devem merecer esforços de conservação. Estes resultados podem ser utilizados para aumentar a biodiversidade fora das unidades de conservação no estado de São Paulo

palavras-chave: Distribuição; Abundância; Aves; Agroecossistema; Ecologia da paisagem

Abstract

Distribution and abundance of birds in relation to land use in Passa-Cinco river basin, state of São Paulo, Brazil

Landscape mosaics composed by fragments of natural vegetation and artificial habitats are becoming widespread all around the world due mainly by agriculture. For this reason, wildlife inventories and conservation programs should take into account not only pristine habitats but also agroecosystems. This study is part of a multitaxa survey carried out at the same study site. Its main goals were to determine bird species richness and abundance in different elements of an agricultural landscape using Passa-Cinco river basin (between latitudes 22º05' and 22º30'S, and longitudes 47º30' and 47º50'W) as a model, as well as to test point counts efficiency as a method for bird surveys in anthropic habitats. In order to do so, we used multiple levels of information from field to landscape variables and multivariate statistical analises. We reported 224 species of birds for the river basin. Native forest fragments presented the largest species richness (164) and exotic pastures had the largest abundance of individuals. Native forest fragments presented a distinct pattern than the other landscape elements considering species composition and abundance in multidimensional scaling analysis. Distinct trophic categories had different patterns of distribution and abundance in relation to the different landscape elements. Well structured habitats such as native forest fragments are essential for the conservation of bird communities in agroecosystems. Point counts can be efficaciously used for bird surveys in agroecosystems. Considering human values of agriculture and biodiversity conservation, the present results stress that native forest fragments should be considered essential elements of agricultural landscapes and agroecosystems as a whole should merit conservation efforts. These results might be used to improve biodiversity conservation outside conservation units of the state of São Paulo, Brazil.

Keywords: Distribution; Abundance; Birds, Agroecosystems; Landscape ecology

1 Distribuição e abundância de aves em relação ao uso da terra na bacia do rio Passa-Cinco, Estado de São Paulo, Brasil

1 INTRODUÇÃO

O processo de subdivisão de habitats contínuos em fragmentos ocorre naturalmente em muitos ecossistemas, no entanto a causa mais importante e de maior impacto espaço-temporal é a fragmentação de habitats causada pela expansão humana e intensificação do uso do solo (BURGES; SHARPE, 1981). A agricultura no seu sentido mais amplo, incluindo produção animal e silvicultura, é ainda uma das atividades humanas que mais afetam a ecologia da paisagem e, conseqüentemente, a biodiversidade.

A alteração e redução das áreas naturais contínuas em decorrência da interferência antrópica e a consequente fragmentação de habitats tem sido uma das principais ameaças à biodiversidade em diferentes escalas (NOSS; CSUTI, 1994; SHAFER, 1990; TERBORGH, 1992). Muitos estudos em diferentes partes do mundo documentaram casos de extinção local, com consequente perda da riqueza de espécies, bem como alterações na composição de espécies e abundância relativa devido à fragmentação de habitat (HARRIS, 1984; SAUNDER; HOBBS; MARGULES, 1991; WILCOX; MURPHY, 1985). As respostas das comunidades biológicas frente ao processo de fragmentação de habitats parecem variar entre os organismos, já que diferenças na densidade natural, taxa reprodutiva, capacidade de dispersão, tolerância e plasticidade ecológica, tornam certos componentes da biota mais sensíveis do que outros (LAURENCE, 1990, 1991; LAURENCE; BIERREGAARD, 1997). Diversos estudos de campo procuram verificar os efeitos da redução do tamanho dos remanescentes florestais sobre a composição da fauna. De maneira geral, estes estudos mostram que, quanto menor o remanescente florestal, maiores são as mudanças ecológicas em relação às formações florestais contínuas, mesmo que não haja interferências humanas diversas além do desmatamento dos arredores (BIERREGARD Jr.; STOUFFER, 1997; WIENS, 1994; WILLIS, 1979).

Pesquisas realizadas na Mata Atlântica (BROWN; BROWN, 1992) mostraram que muitas espécies podem sobreviver por um razoável período de tempo em áreas fragmentadas e perturbadas. Resultados semelhantes foram obtidos por Dowsett-Lemaire (1983), que descrevem situações em que espécies de aves persistem por numerosas gerações, mesmo com populações muito pequenas. No entanto, nestas situações de redução do habitat florestal contínuo para

fragmentos isolados de mata, em que o tamanho e a diversidade genética das populações se reduzem (SAYER; WHITMORE, 1991), os processos naturais de deriva genética são acelerados, ampliando consideravelmente as chances de extinções (SIMBERLOFF, 1992).

Fragmentos florestais podem promover refúgios vitais para espécies da fauna, sendo que a diversidade de espécies parece estar claramente relacionada com o tamanho das manchas de habitat (BLAKE, 1983; PRESTON, 1962; WILLIS, 1979), considerando o tempo de isolamento um fator importante na taxa de extinção (LOVEJOY et al., 1984). Diferenças consideráveis na estrutura interna da avifauna de manchas de mata de diferentes áreas foram observadas em trabalho realizado no estado de São Paulo (WILLIS, 1979), uma vez que determinadas espécies de aves são mais dependentes da área da mata do que outras (GALLI et al., 1976; FORMAN et al., 1976). A fragmentação também causa a substituição de espécies animais de hábitos mais exigentes por aquelas mais generalistas, onívoras por excelência, e foi amplamente discutida por Bierregaard (1990). Estudos desenvolvidos em muitas regiões têm documentado extinções locais, diminuição da riqueza específica, declínio de populações e mudanças nos padrões e na composição da avifauna além de outras formas de empobrecimento em paisagens fragmentadas (BURGES; SHARPE, 1981; HARRIS, 1984; NOSS, 1983; SAUNDER; HOBBS; MARGULES, 1991; WILCOX; MURPHY, 1985;). Por essas razões, a fragmentação tornou-se, nas últimas décadas, o maior objeto de pesquisa e debate em biologia da conservação. A conservação da vida silvestre e da biodiversidade em áreas fragmentadas é baseada no conhecimento dos processos antropogênicos, suas interações e mecanismos que afetam a distribuição e abundância das espécies.

Os fragmentos de vegetação nativa fazem parte de uma paisagem em mosaico e a presença de espécies da fauna num determinado fragmento pode ser uma função não somente do tamanho do fragmento e do grau de isolamento, mas também do habitat circundante. Os generalistas de habitat, i.e., espécies que usam vários ambientes da paisagem com diferentes características e graus de adequabilidade, podem sobreviver em pequenos fragmentos porque utilizam também recursos do ambiente circundante. Estas espécies fazem uso do que pode ser chamado de uma paisagem heterogênea (ADDICOTT et al., 1987). Além disso, a diversidade total de espécies numa dada paisagem pode aumentar quando novos ambientes são criados dentro de um habitat contínuo, uma vez que novas espécies podem ser encontradas nestes fragmentos, mesmo se estes forem criados pelo homem (ANDRÉN, 1994). Portanto, uma caracterização da

configuração e composição da paisagem, são atributos chaves para compreender como a diversidade é gerada e mantida em paisagens com diferentes graus de fragmentação.

Considerando a redução drástica das áreas naturais em todo mundo desde o final do século 19 e a atual configuração da paisagem num mosaico de áreas naturais e ambientes criados pelo homem, os inventários de vida silvestre e os programas de conservação atuais devem considerar não somente os ecossistemas prístinos, mas também os agroecossistemas. Os estudos direcionados para esclarecer as relações da fauna silvestre em áreas de vegetação secundária ou fragmentos de vegetação nativa circundados por áreas intensamente alteradas pelas atividades humanas nestes ambientes, surgiram a partir da década de 1970 (CAROTHERS et al., 1974; GROMADZKI, 1970; TERBORGH; NOVAES, 1969; OELKE, 1981; WESKE, 1969), elucidando alguns aspectos de comunidades em habitats fragmentados (e.g. efeito da perda de habitat, diminuição da área e grau de isolamento).

O desenvolvimento da ecologia da paisagem tem produzido muitos modelos descrevendo mudanças nos padrões de paisagem (FRANKLIN; FORMAN, 1987; GARDNER et al., 1987; KRUMMEL et al., 1987). No entanto, esses estudos não compararam dados de abundância e distribuição de organismos em paisagens com diferentes padrões e proporções de habitats.

Outro fator relevante a ser considerado em paisagens fragmentadas é a escolha do método de amostragem de fauna. O cenário mundial atual do estudo de aves em áreas fragmentadas de mosaicos agrícolas aponta para o uso do método de ponto fixo, uma vez que as variáveis do habitat podem ser facilmente relacionadas com a ocorrência individual das espécies de aves (BIBBY et al., 1992; HARVEY et al., 2005; OELKE, 1981; RALPH et al.1995). No entanto, há necessidade de avaliação constante da metodologia de censo em paisagens heterogêneas, (GRANHOLM, 1983; SCOTT; RALPH, 1981; VERNER; RITTER, 1986).

O presente trabalho está inserido num projeto mais amplo intitulado “Distribuição e Abundância de Vertebrados em Relação à Estrutura da Paisagem na Bacia do Rio Passa-Cinco” (Projeto de Auxílio à Pesquisa – FAPESP Proc. 01/13251-4), que utiliza a referida bacia como modelo para investigar a estrutura da paisagem e seus padrões espaciais (composição e configuração) como informações complementares para a compreensão da distribuição e abundância de espécies.

O objetivo principal deste estudo foi caracterizar a riqueza e abundância relativa das espécies de aves em diferentes elementos de uma paisagem altamente influenciada pela

agricultura. A estrutura da paisagem e os padrões espaciais foram investigados como informação subsidiária para compreensão da abundância e distribuição das espécies usando a bacia do rio Passa-Cinco como um modelo. Integrando múltiplos níveis de informação (desde imagens de satélite até inventários biológicos de campo) foi possível a caracterização do agroecossistema, constituindo uma contribuição para programas regionais de conservação, com otimização da biodiversidade e planejamento ambiental de agroecossistemas de um modo geral.

Os estudos foram direcionados no sentido de responder as seguintes questões:

A. Como é caracterizada a riqueza e abundância relativa da avifauna da bacia do rio Passa-Cinco?
B. Como é caracterizada a comunidade de aves em agroecossistemas?
C. Como é caracterizada a vegetação e a paisagem nos ambientes representativos do agroecossistema e no entorno dos sítios de estudo e qual a influência dessas variáveis na riqueza e abundância da avifauna?
D. Como as estratégias de conservação e o planejamento ambiental regional podem contribuir para a sustentabilidade da diversidade da avifauna de agroecossistemas?
E. Como a utilização do método de ponto fixo para censo de aves em agroecossistemas pode contribuir para trabalhos futuros?

REFERÊNCIAS

ADDICOTT, J.F.; AHO, J.M.; ANTOLIN, M.F.; PADILLA, D.P.; RICHARDSON, J.S.; SOLUK, D. A.. Ecological neighbourhoods: scaling environmental patterns. **Landscape Ecology**, Amsterdan, v.1, p. 340-346, July. 1987.

ANDRÉN, H. Effects of habitat on birds and mammals in landscapes with differente proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Copenhagen, v. 71, p. 355-366, July. 1994.

BIBBY, C.J.; BURGESS, N.D.; HILL, D.A. **Bird census techniques**. London: Academic Press, 1992. p.245-253.

BIERREGARD, R.O. Junior. Species composition and trophic organization of the understory bird community in central amazonian terra firme forest. In.: GENTRY, A.H. (Ed.). **Four Neotropical Forests.** New Haven: Yale University Press, 1990. chap.4, p. 23-35

BIERREGARD, R.O.Junior; STOUFFER, P.C. Understore birds and dynamics habitat mosaics in Amazonian rainforest. In: LAURENCE, W.F.; BIERREGARD, R.O.Junior (Ed.). **Tropical forest remnants:** ecology management, and conservation of fragmented communities. Chicago: University of Chicago Press, 1997. chap. 2, p. 138-155.

BLAKE, J.G. Trophic structure of bird communities in forest patches in east – central Illinois. **Wilson Bulletin,** New York, v. 95, p. 416-430, Sept. 1983.

BROWN, K.S.Junior; BROWN, G.G. Habitat alteration and species loss in brazilian forests. In: WHITMORE, T.C.; SAYER, J.A. (Ed.). **Tropical deforestation and species extintion.** London: Chapman & Hall, 1992. chap. 3, p.119-147.

BURGES, R.; SHARPE, D. **Forest islands dynamics in man-dominated landscapes.** New York: Springer Verlag, 1981. 256 p.

CAROTHERS, S.W.; JOHNSON, R.R.; AITCHISON, S.W. Population structure and social organization os southwestern riparian birds. **American Zoology,** McLean, v.14, n.1, p.97-108, June. 1974.

DOWSETT-LEMAIRE, F. Ecological and territorial requirements of montane forests birds on the Nyika plateau in south central Africa. **Le Gerfaut,** Bruxelles, v. 73, p. 3345-3378, Acot. 1983.

FLANKLING, J.F.; FORMAN, R.T.T. Creating patterns by forest cutting: ecological consequences and principles. **Landscape Ecology,** Belgium, v.1, p.5-18, July.1987.

FORMAN, R.T.T., GALLI, A.E., LECK, C.F. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. **Oecologia,** Berlin, v. 26, p.1-8, Mar. 1976.

GALLI, A.E., LECH, C.F., FORMAN, R.T.T. Avian distribution patterns in forest islands of different sizes in Central New Jersey. **The Auk**, Boston, v.93, p.356-364, Apr. 1976.

GARDNER, R.H.; MILNE, B.T.; O'NEILL, R.V.; TURNER, M.G. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape patterns. **Landscape Ecology,** Amsterdan, v. 1, p. 19-28, July. 1987.

GRANHOLM, S.L. Bias in density estimates due to movement of bird. **The Condor**, Santa Clara, v.85, p. 243-248, May.1983.

GROMADZKI, M. Breeding communities of birds in mid-field afforested areas**. Ekologia Polska,** Warszawa**,** v. 14, p.1-44, Okt. 1970.

HARRIS, L.D. **The Fragmented Forest:** Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity. Chicago: The University of Chicago Press, 1984. 211 p.

HARVEY, C.A.; VILLANUEVA, C.; VILLACIS, J.; CHACON, M.; MUÑOZ, D.; LÓPEZ, M.; IBRAHIM,M.; GÓMEZ,R.; TAYLOR, R.; MARTINEZ, J.; NAVAS, A.; SAENZ, J.; SÁNCHEZ, D.; MEDINA, A.; VILCHEZ, S.; HERNÁNDEZ, B.; PEREZ, A.; RUIZ, F.; LÓPEZ, F.; LANG, I.; SINCLAIR, F.L. Contribution of live fences to ecological integrity of agricultural landscapes. **Agriculture Ecosystems and Environment,** Amsterdan, v.3, p. 200-230 Dec. 2005.

KRUMMEL, J.R.; GARDNER, R.H.; SUGIHARA, G.; O´NEIL, R.V.; COLEMAN, P.R. Landscape patterns in a disturbed environment . **Oikos,** Kopenhavn, v. 48, p.321-324, Apr. 1987.

LAURENCE, W.F. Comparative response of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. **Journal of Mammalogy**, Baltimore, v. 71, n. 4, p. 641-653, Jan. 1990.

LAURENCE, W.F. Ecological correlates of extintion proneness in australian tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, Cambridge, v.5, n.1, p.79-89, Oct. 1991.

LAURENCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. Junior. **Tropical forest remnants**: Ecology, management and conservation of fragmented communities. 2nd ed.Chicago: University Chicago Press. 1997. 616 p.

LOVEJOY, T.E.; RANKIN, J.; BIERREGARD, R.O. Jr.; BROWN, K.S. Junior; EMMONS, L.H.; VAN DER VOORT, M.E. Ecosystem decay of Amazon Forest remnants. In: NITECKI, M.H. (Ed.). **Extintions.** Chicago: University of Chicago Press, 1984. chap. 5, p. 295-325.

NOVAES, F.C. Análise ecológica de uma avifauna da região do rio Acará, Estado de São Paulo. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, Belém, v.2, n.69, p.1-52, Mar. 1969.

NOSS, R. F. A regional landscape approach to maintain diversity. **BioScience**, Washington, v.33, n.11, p.700-706, Dec.1983.

NOSS, R.F.; CSUTI, R. Habitat fragmentation. In: MEFFE, G.K.; CARROLL, C.R. (Ed.). **Principles of Conservation Biology.** Sunderland: Sinauer Associates, 1994. chap. 2, p.237-264

OELKE, H. Limitations of estimating bird population because of vegetation structure and composition. In: RALPH, C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds**: studies in avian biology. Kansas: Allen Press, 1981. chap. 6, p. 316-321.

PRESTON, F.W. The canonical distribution of commonnes and rarity. **Ecology**, Broklyn, v. 43, p. 410-432, Jul. 1962.

RALPH, C.J.; DROEGE, S.; SAUER, J.R. Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. In: RALPH,C.J.; SAUER, J.R.; DROEGE, S. (Ed.). **Monitoring bird populations by point count**. Berkekely: USDA Forest Service General Technical Report, 1995. chap.1, p. 25-34.

SAUNDER, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 5, p.18-32, June.1991.

SAYER, J.A.; WHITMORE, T.C. Tropical moist forest: destriction and species extiction. **Biological Conservation**, Barkimg, v. 55, p.199-214, June. 1991.

SCOTT, J.M.; RALPH, C.J. Estimating birds: Introduction. In: RALPH,C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds:** studies in avian biology. Kansas: Allen Press, 1981. chap. 1, p. 1-2.

SHAFER, C.L. **Nature Reserves**: Island theory and conservation practice. Washington: Smithsonian Institution Press,1990. p. 19-86.

SIMBERLOFF, D. Do species versus area curves predict extintion in fragmented forest? In : WHITMORE, T.C.; SAYER, J.A (Ed.). **Tropical Deforestation and Species Extinction**. London: Chapman & Hall, 1992. chap. 2, p.76-90.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, Washington, v. 24, n.2b, p. 283-292, Oct. 1992.

TERBORGH, J.; WESKE, J.S. Colonization of secondary habitats by peruvian birds. **Ecology**, Brooklyn, v. 50, p.765-782, Sept. 1969.

VERNER, J.; RITTER, L.V. Hourly variation in morning point counts of birds. **The Auk**, Boston, v.103, p.117-124, Jan. 1986.

WIENS, J.A. Habitat fragmentation: islands x landscape perspectives on bird conservation. **The Ibis**, London, v. 137, p. 97-104, Apr. 1994.

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extintion. **American Naturalist**, Chicago, v.125, p. 879-887, May. 1985.

WILLIS, E.O. The composition of avian communities in remanescent woodlot in Southern Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v.33, p.1-25, Jul. 1979.

Resumo

Riqueza e abundância de aves em relação ao uso da terra em agroecossistemas da região centro-leste do Estado de São Paulo, Brasil

A Floresta Atlântica foi drasticamente reduzida a 7% de sua área original no estado de São Paulo e somente 1% é considerado prístino. Desta forma, agroecossistemas formados por elementos agrícolas e pequenos fragmentos remanescentes de floresta nativa são atualmente comuns no estado. Nestas circunstâncias, estudos anteriores focalizaram principalmente fragmentos de floresta nativa e geralmente desconsideraram elementos agrícolas como possíveis habitats para aves. Este é o principal objetivo deste estudo. A bacia do rio Passa-Cinco (entre as latitudes 22º05` e 22º30`S e as longitudes 47º30`e 47º50`W) pode ser considerada um modelo da paisagem agrícola para a região centro-leste do estado de São Paulo por apresentar fragmentos de floresta nativa relativamente bem preservados e os principais elementos agrícolas do estado. As aves foram amostradas em 16 sítios de estudo (quatro de cada elemento da paisagem abaixo relacionados) pelo método de ponto fixo, de setembro de 2003 a janeiro de 2005 e a riqueza e abundância de espécies foram comparadas por Análise de Variância Aninhada, em relação aos principais elementos presentes na área: fragmentos de floresta nativa, plantações de *Eucalyptus* e cana-de-açúcar e pastagens exóticas. Foram registradas 224 espécies e 3679 indivíduos em toda a área de estudo. Os fragmentos de floresta nativa apresentaram o maior número de espécies (164) e as pastagens a maior abundância de indivíduos. Fragmentos de floresta nativa apresentaram um padrão distinto dos outros três elementos da paisagem nas análises de escalonamento multidimensional, considerando a composição de espécies e abundância de indivíduos. Categorias tróficas distintas apresentaram diferentes padrões de distribuição e abundância em relação aos diferentes elementos da paisagem. Considerando os valores humanos ligados à agricultura e à conservação da biodiversidade, o presente estudo enfatiza que os fragmentos de floresta nativa devem ser considerados elementos essenciais em paisagens agrícolas e agroecossistemas, como um todo, devem merecer esforços de conservação.

Palavras-chave: Comunidade de aves; Riqueza de espécies; Mosaicos agrícolas; Agroecossistemas; São Paulo

Abstract

Bird species richness and abundance in relation to land use in an agroecosystem of the central-eastern region of the state of São Paulo, Brazil

Atlantic forest has been dramatically reduced in the state of São Paulo to 7% of its original area with only 1% considered pristine. In its place, agroecosystems formed by agricultural elements and small remaining forest fragments are now widespread. In such circunstance previous studies focused mainly on forest fragments, generally unconsidered agricultural elements as possible habitat for birds. This was the main goal of this study. Passa-Cinco river basin (between latitudes 22º05' and 22º30'S, and longitudes 47º30' and 47º50'W) can be considered as a model of agricultural landscape for the central-eastern region of the state of São Paulo for presenting relative well preserved native forest fragments and the main agricultural elements of the state. We surveyed birds in 16 study sites (four of each landscape element below) by point counts from September 2003 to January 2005 and compared species richness and abundance by nested-ANOVA in relation to the main landscape elements present in the area: native forest fragments, *Eucalyptus* and sugar cane plantations, and exotic pastures. We reported 224 species and 3,679 inviduals in the whole study area. Native forest fragments presented the largest species richness (164) and exotic pastures had the largest abundance of individuals. Native forest fragments presented a distinct pattern than the other three landscape elements considering species composition and abundance in multidimensional scaling analysis. Distinct trophic categories had different patterns of distribution and abundance in relation to the different landscape elements. Considering human values of agriculture and biodiversity conservation, the present results stress that native forest fragments should be considered essential elements of agricultural landscapes and agroecosystems as a whole should merit conservation efforts.

Keywords: Bird community; Species richness; Land mosaic; Agroecosystem; São Paulo

2 Riqueza e abundância de aves em relação ao uso da terra em agroecossistemas da região centro-leste do Estado de São Paulo, Brasil

2.1 Introdução

A mudança da paisagem como resultado da ação antrópica é caracterizada pela substituição de 80% da vegetação original do Estado de São Paulo, restando hoje apenas fragmentos isolados de alguns ecossistemas (CÂMARA, 1990). A Floresta Atlântica foi reduzida a cerca de 7% de sua área original (MITTERMEIR et al., 1999) e menos de 1% é considerado ecossistema prístino (SÃO PAULO, 1996). Esse alto nível de destruição e fragmentação é a causa principal da perda de espécies e tem levado os biologistas da conservação a alertar que muitas espécies de aves podem se tornar extintas rapidamente, considerando o grande número de *taxa* raros ou endêmicos (BROOKS; BALMFORD, 1996; STOTZ et al., 1996; MITTERMEIER et al., 1998).

Com a redução drástica das áreas naturais no Estado de São Paulo desde o final do século 19 e a atual configuração da paisagem num mosaico de áreas naturais e ambientes criados pelo homem, os inventários de avifauna e os programas de conservação devem ser direcionados não somente aos ecossistemas prístinos, mas também aos fragmentos de floresta secundária (WILLIS, 1979; ALEIXO; VIELLIARD, 1995; POZZA; PIRES, 2003; DONATELLI; VIEIRA DA COSTA; FERREIRA, 2004), ambientes alterados (WILLIS, 2003; ALEIXO, 1997) e habitats em mosaico (CARBONARI, 1999). Considerando ainda que o Estado de São Paulo abriga cerca de 700 espécies de aves, o que representa aproximadamente 45% das espécies que ocorrem no Brasil, e que quase um quarto da avifauna paulista ocorre também em ambientes profundamente modificados pelo homem, como áreas de uso agropecuário, reflorestamentos, represamentos ou mesmo no interior de cidades (SILVA, 1998), as aves podem ser utilizadas como bioindicadores de alterações ambientais (VERNER, 1981) em agroecossistemas.

Várias iniciativas vêm sendo planejadas e/ou implementadas visando à conservação e manutenção de paisagens agrícolas ou agroecossistemas (sistemas de produção agrícola), principalmente em países europeus, de modo a adequar seu uso sustentável por populações humanas e a viabilidade da continuidade de seus processos ecossistêmicos (VERHULST; BÁLDI; KLEIJN, 2004; MOREIRA et al. 2005; HOFFMAN; GREEF, 2003; JEANNERET; SCHÜPBACH; LUKA, 2003). Uma paisagem agrícola apresenta geralmente uma estrutura de

mosaico, composto de manchas de vários tamanhos e de diferentes usos que apresentam áreas limites com as manchas vizinhas (FORMAN, 1995). Para avifauna, a densidade e a distribuição de uma população dentro de um mosaico depende da movimentação dos indivíduos dentro do mosaico, da imigração a partir de fisionomias do mosaico (como uma função da densidade populacional, configuração e contexto da mancha e movimentação dentro do mosaico) e da perda de indivíduos conforme os mesmos se dispersam pelos elementos da paisagem (WIENS et al., 1993). A estrutura espacial de uma população depende, portanto, da interação entre o padrão espacial da paisagem e as características ecológicas e de dispersão dos organismos (FAHRIG; MERRIAM, 1994; FAHRIG; GREZ, 1996).

É importante ainda considerar a influência da heterogeneidade local e da paisagem na riqueza e abundância de espécies para o planejamento e manejo de reservas naturais em paisagens heterogêneas (BURGER; GOCHFELD; NILES, 1995), que desempenham um papel chave na sustentabilidade de um mosaico (FORMAN, 1995).

O presente estudo é parte de um projeto que investigou os padrões espaciais de composição e configuração da paisagem, como informação subsidiária para compreensão da distribuição de vertebrados, usando a bacia do rio Passa-Cinco como modelo (Projeto Biota/FAPESP Proc. 01/13251-4). As bacias hidrográficas não são necessariamente unidades de estudo adequadas para vertebrados em geral e especialmente aves, entretanto, a bacia do rio Passa-Cinco foi escolhida para o presente estudo porque o desenvolvimento humano na bacia foi tão grande que muitos processos antropogênicos podem ser replicados em escalas espaço-temporais reduzidas, o suficiente para ser facilmente modelados e em número suficiente para permitir amostragem estatística e teste de hipóteses, ainda que a bacia como um todo possa ser considerada como estudo de caso.

Neste estudo foram investigados os padrões de variação na composição, riqueza e abundância de espécies de aves, comparando-se os elementos representativos do mosaico agrícola da região: floresta nativa, floresta implantada de eucalipto, pastagem implantada e canavial. Neste contexto, os agrupamentos de espécies ou categorias tróficas foram avaliados de acordo com o uso de diferentes elementos do agroecossistema.

2.2 Desenvolvimento

2.2.1 Métodos

2.2.1.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na bacia do rio Passa-Cinco, que está localizada na região centro leste do Estado de São Paulo, entre os paralelos 22º05` e 22º30` de latitude sul e os meridianos 47º30`e 47º50` a oeste de *Greenwich* (Figura 1). É a maior (52.757,6ha) e a mais bem preservada sub-bacia da bacia do rio Corumbataí, que é um dos cinco mais importantes tributários do rio Piracicaba. A altitude na região varia de 470m a 1058m e o relevo é representado por morrotes alongados e espigões e colinas médias e amplas (IPT, 1981). As declividades na bacia variam de planas (< 2%) a muito íngremes (> 70%) (PROJETO CORUMBATAÍ, 2001). A temperatura máxima média anual é de 22º C e a média mais baixa é de 17º C (SALATI, 1996). A pluviosidade média anual é de 1.422,3 mm (ZAVANTI; CANO, 1993) e sazonalmente variável, com os meses mais secos e frios entre março e setembro. Os solos predominantes (90%) são dos grupos Podzólicos Vermelho-Amarelos, Latossolos Vermelho-Amarelos, Litólicos e Areias Quartsozas (PROJETO CORUMBATAÍ, 2001).

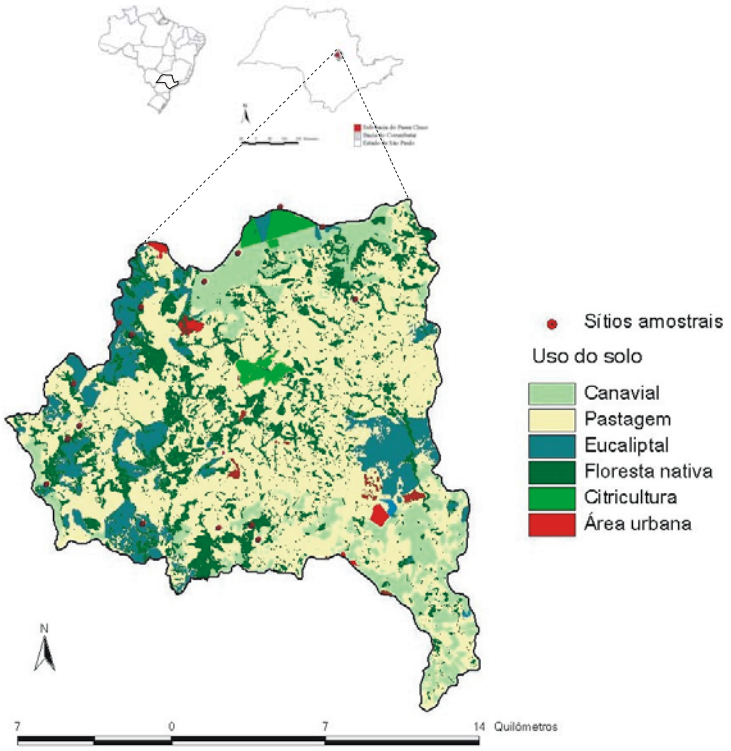


Figura 1 - Localização da Bacia do rio Passa-Cinco e mapa de uso do solo (VALENTE, 2001)

A vegetação original na região era predominantemente composta por floresta estacional semidecidual e cerrado (KOFFLER, 1993), com áreas menores de florestas ripárias (complexo de formações florestais ao longo dos rios), florestas paludosas (em solos com forte influência hídrica) e floresta estacional decidual (sobre solos litólicos) (RODRIGUES, 1999). Seu processo de degradação florestal teve início no começo do século XX, com a implantação da cultura do café e culturas de subsistência. Posteriormente o café foi substituído por pastagens e, mais recentemente, a presença das culturas da cana-de-açúcar, fruticultura e reflorestamentos comerciais (GARCIA, 2000), resultando na fragmentação florestal estrutural, onde os fragmentos de floresta estão inseridos em uma matriz não florestal (VALENTE, 2001). Atualmente a maioria dos fragmentos de floresta nativa remanescentes são menores que 50ha e apresentam algum grau de isolamento e outras alterações antropogênicas (RODRIGUES, 1999). A cobertura de vegetação nativa na bacia do rio Passa-Cinco foi reduzida a 16,4% de vegetação original (15,6% floresta estacional semidecidual e 0,74% cerrado) de sua área, numa matriz caracteristicamente agrícola (51,72% pastagens e 14,13% cana-de-açúcar), com 10,75% da área ocupada por floresta plantada de eucaliptos (VALENTE, 2001, 2002) (Figura 1).

2.2.1.2 Sítios e delineamento experimental

Os sítios de estudo compreendem elementos representativos do agroecossistema da região: floresta estacional semidecidual, floresta implantada de eucalipto, pastagem implantada e canavial. A seleção dos sítios foi realizada escolhendo quatro réplicas de cada ambiente, agrupadas em função dos quatro maiores fragmentos de floresta estacional semidecidual com menor relação entre área e perímetro e distância média entre os fragmentos e os outros ambientes a serem amostrados. Desta forma, a bacia foi dividida em quatro regiões ou blocos microgeográficos que contêm os quatro tipos de ambiente mais freqüentes, obtendo-se assim quatro réplicas aninhadas (*sensu* ZAR, 1999) de cada um deles (Figura 3, os números associados aos ambientes indicam a região considerada, como por exemplo, F1= fragmento de mata nativa da região 1, E1= eucaliptal da região 1, P1= pastagem da região 1 e C1= canavial da região 1).

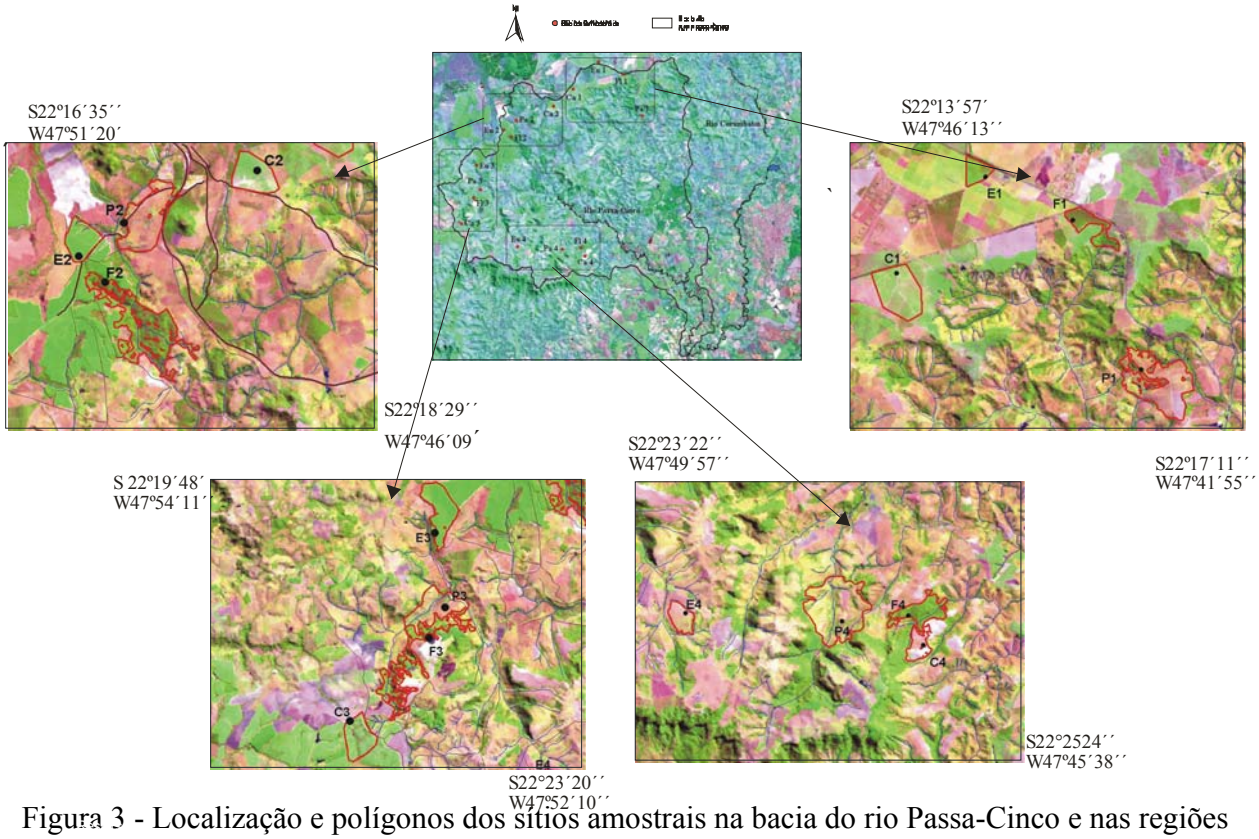


Figura 3 - Localização e polígonos dos sítios amostrais na bacia do rio Passa-Cinco e nas regiões microgeográficas (imagem LANDSAT-5 de 1999)

Por razões logísticas ou operacionais (e.g. dificuldade de acesso, topografia e falta de permissão do proprietário para executar o trabalho), alguns sítios escolhidos *a priori*, foram substituídos por outros próximos, atendendo-se aos critérios anteriormente descritos. A área média dos sítios foi de 156,6ha ± 86,81ha (de 47,7ha a 313,8ha) e a relação perímetro área variando de 0,6 a 2,7. A distância média entre um sítio e o sítio vizinho mais próximo foi de 19136m ± 12819m (1.035m a 50.500m).

2.2.1.3 Coleta de dados

a) Avifauna

Em cada sítio foram realizadas 11 campanhas, totalizando 176 campanhas no período entre setembro de 2003 e janeiro de 2005, com seis campanhas na estação chuvosa (outubro a março) e cinco campanhas na estação seca (abril a setembro). A riqueza específica foi obtida a partir dos estudos quantitativos e observações sistematizadas e não sistematizadas nos sítios de estudo. A nomenclatura das espécies seguiu Sick (1997) e a nomenclatura dos *taxa*

supraespecíficos seguiu a última edição do AOU (AMERICAN ORNITHOLOGIST UNION, 1998).

Para o levantamento quantitativo foi utilizado o método de Ponto Fixo (BLONDEL; FERRY; PROCHOT, 1991). Nessa amostragem por pontos, foram consideradas todas as detecções com uma distância ilimitada, anotando-se todas as espécies vistas ou ouvidas, independente da distância. No caso de limite do ambiente estudado, foram registradas somente as espécies incluídas no sítio que estava sendo amostrado. Como informações adicionais das espécies registradas, foram selecionados os registros num raio de 50m do observador, com estimativa de distância associada a cada detecção (SCOTT; RALPH, 1981).

As trilhas para demarcação dos pontos de amostragem foram abertas nas áreas nucleares de cada ambiente (com distância mínima de 200m da borda) e o número de pontos foi definido em função da menor área de fragmento de floresta nativa de cada réplica. Dessa forma, foram amostrados cinco pontos em cada ambiente, distantes entre si pelo menos 200m, com permanência de 10 minutos em cada ponto, durante o período da manhã. O ponto inicial e, portanto, o sentido da amostragem foram aleatorizados para cada dia de amostragem. Os levantamentos quantitativos sempre se iniciaram 30 minutos depois do nascer do sol. Aves sobrevoando os sítios de estudo, mas não pousadas ou forrageando, não foram incluídas nos registros.

Um gravador digital DAT e um microfone direcional foram utilizados para registrar todas as vocalizações em cada ponto de amostragem. Para o registro dos contatos visuais foi utilizado um binóculo 8x30. Os dados quantitativos expressam a freqüência de uso de uma espécie em um determinado ambiente. Foram assumidos os valores absolutos de registros para comparação entre ambientes, uma vez que o protocolo de amostragem de aves foi padronizado em todos os sítios (método, número de pontos amostrados por dia, aleatorização do ponto inicial da amostragem, número de dias e período do ano), independente da área da mancha do mosaico amostrada.

b) Vegetação e caracterização dos sítios

A estrutura da vegetação foi descrita a partir de variáveis amostradas em novembro de 2004 em todos os sítios de estudo. Foram delimitadas quatro parcelas em cada sítio, para as seguintes medidas quantitativas da vegetação: densidade, DAP (diâmetro à altura do peito), número de morfoespécies, número de troncos, porcentagem de arbóreo-arbustivas, de dossel, de solo

exposto, de lianas e de bambus, altura da serrapilheira e inclinação do terreno. Os perfis foram tomados em uma das parcelas de cada sítio. Um densitômetro GRS foi utilizado para medições de porcentagem de cobertura do dossel e porcentagem de cobertura do solo.

Os sítios de estudo foram caracterizados quanto aos seguintes fatores: área, relação perímetro/área, forma, características topográficas, recursos hídricos, áreas limítrofes, elementos de sub-bosque (gramíneas, bambus, palmeiras, bromélias, samambaias etc.), densidade relativa de elementos arbóreos, estradas, povoados, cidades (e distância do sítio), perturbações (trilhas, invasão de gado, clareiras, cercas, lenha, lixo, retirada seletiva de madeira, fogo acidental e intencional e caça furtiva), presença de animais domésticos (cães, gatos, porcos, gado, galinhas, patos, gansos etc.) e de animais exóticos (javalis, búfalos, lebre européia etc.). Essas variáveis foram utilizadas para descrição geral dos ambientes amostrados.

2.2.1.4 Análise dos dados

a) Diversidade específica

Uma vez que o protocolo de coleta de dados foi o mesmo para todos os sítios, o número de espécies foi utilizado como medida da riqueza de espécies em cada sítio e o número de indivíduos registrados como índice de abundância relativa. O índice de diversidade de Shannon foi calculado como informação adicional (MAGURRAN, 1988):

$$H' = - \sum pi \ln pi,$$

Sendo que pi = ni/N é a proporção de indivíduos encontrado na espécie i.

A suficiência amostral foi analisada através de curvas de acúmulo de espécies registradas para cada ambiente e para a bacia como um todo, como uma função do esforço medido em dias cumulativos de amostragem. Essas curvas foram ajustadas com uso do estimador não paramétrico Bootstrap, com aleatorizações das amostras e procedimento de rarefação (COLWEEL; CODDINGTON, 1994) utilizando o pacote estatístico EstimateS 7.0. (COLWELL, 2004). As curvas de ordenação de espécies foram utilizadas para detectar padrões de espécies raras e abundantes em cada ambiente.

O teste de lognormalidade verificou a distribuição esperada para abundância de indivíduos (MAGURRAN, 1988). Complementarmente foram gerados um histograma com teste de lognormalidade das variáveis e gráficos de probabilidade acumulada. O teste de Levene

(EVANS, 1993) foi utilizado para determinar a homogeneidade de variância para número de espécies, premissa requerida para Análise de Variância.

A Análise de Variância Aninhada (*nested ANOVA*) comparou a riqueza e abundância de espécies entre ambientes (ZAR, 1999) e a Análise de Médias (ANOM) foi utilizada a posteriori, quando encontradas variações significativas (SOKAL; RHOLF, 1995). A riqueza e abundância de espécies e as constituições específicas dos ambientes foram comparadas através do procedimento de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS), utilizando a recíproca do índice de similaridade de Morisita-Horn (MAGURRAN, 1988).

Análises de Agrupamento Hierárquico (*cluster*) de similaridade entre espécies e ambientes foram realizadas a partir dos dados de abundância por espécie. O método de agrupamento usado foi o de Ward e o índice de similaridade de Pearson r. Os agrupamentos mais evidentes foram destacados e comparados com os resultados do NMDS.

b) Categorias Tróficas

Embora a subdivisão em categorias tróficas e o conceito de guildas sejam ainda muito controversos, o alimento em geral é um recurso limitante relacionado ao modo com que as espécies usam o habitat. Dessa forma, a análise em nível de categorias tróficas foi utilizada para compreensão dos padrões de composição das espécies (PIMM, 1991).

As dietas e proporções de itens por dieta foram determinadas através de registros de campo e/ou referências bibliográficas (SCHUBART; AGUIRRE; SICK, 1965; WILLIS, 1979; SICK, 1985; BELTON, 1994). As categorias tróficas consideradas foram: insetívoros, com mais de ¾ de insetos e outros artrópodos na dieta; insetívoros/carnívoros, com dieta de insetos e outros invertebrados e vertebrados, em proporções similares; onívoros, com dieta de insetos, outros artrópodos e frutos, em proporções similares; frugívoros, com mais de ¾ de frutos; frugívoros/insetívoros, com dieta de insetos e frutos, em proporções similares; granívoros com mais de ¾ de grãos; exudívoros com dieta de néctar e pequenos insetos ou outros artrópodos; carnívoros e detritívoros, com vertebrados vivos e mortos, respectivamente, ao menos em ¾ da dieta.

Para verificar as diferenças entre a riqueza e abundância de espécies de cada categoria trófica e entre categorias e ambientes, utilizou-se Análise de Variância Aninhada (*nested ANOVA*) e Análise de Médias (ANOM) a posteriori, quando encontradas variações significativas.

Todas as análises descritas acima utilizaram os pacotes estatísticos Minitab 14 (MINITAB INC., 2003), Primer-E v5 (CLARKE; GORLEY, 2001) e SPSS 11.5 (SPSS INC., 2001).

2.2.2 Resultados

a) Avifauna

Como resultados do esforço total de 176 amostras foram registrados 3.679 indivíduos (Tabela 1) pertencentes a 224 espécies (181 gêneros e 44 famílias), sendo 138 espécies pertencentes à ordem Passeriformes (68 suboscines e 70 oscines) (61%) e 89 espécies não passeriformes (39%). A maioria das espécies é residente (66,52%), que somadas às espécies vagantes, que aparecem ocasionalmente em vários ambientes do mosaico, representam 91% das espécies amostradas. Os migrantes de verão (7,3%) e os de inverno (1,6%) representam uma pequena parcela das espécies registradas na área. No entanto, um número reduzido de espécies é estável nos ambientes amostrados (detectados em mais de 50% dos dias de amostragem), fazendo uso freqüente destes ambientes ou apresentando populações residentes (25 espécies nos fragmentos de mata nativa, sete nos eucaliptais, 23 nas pastagens e quatro espécies nos canaviais) (Anexo A).

Os fragmentos de floresta nativa são os ambientes com maior riqueza e diversidade de espécies e apresentam 70% do total de espécies registradas no agroecossistema, com somente três espécies consideradas mais comuns (registradas em mais de 70% das amostragens), *Basileuterus culicivorus, B. flaveolus e Aratinga leucophthalmus.* As plantações de *Eucalyptus*, com 46% das espécies do total, sendo as espécies mais comuns *Zonotrichia capensis*, *Cyanocorax cristatellus*, *Aratinga leucophthalmus*, *Hirundinea ferruginea*, *Cariama cristata* e *Forpus xanthopterygius*; as pastagens com 49%, e espécies mais freqüentes *Bulbucus ibis, Aratinga leucophthalmus, Colaptes campestris, Volatinia jacarina, Vanellus chilensis, Cariama cristata, Guira guira, Zonotrichia capensis, Sporophila caerulescens, Ammodramus humeralis, Pseudoleistes guirahuro, Troglodyes aedon, Athene cunicularia e Melanerpes candidus;* e os canaviais os ambientes com menor riqueza e abundância de espécies, com 21% do total de espécies e as espécies mais comuns *Notiochelidon cyanoleuca, Phaeprogne tapera, Zonotrichia capensis, Volatinia jacarina* e *Pseudoleistes guirahuro.* Com exceção de *Basileuterus culicivorus e B. flaveolus,* todas as outras espécies são características de ambientes abertos.

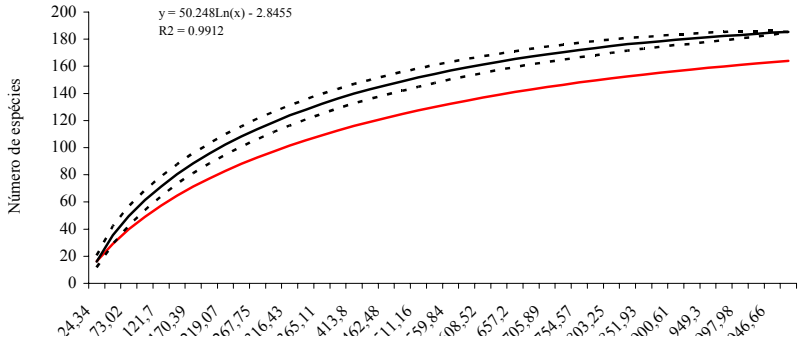
As espécies exclusivas de floresta nativa constituem aproximadamente 38% das espécies registradas neste ambiente, enquanto que no eucaliptal, pastagem e canavial constituem apenas 5,8%, 10,7% e 9,6% respectivamente. Das 57 espécies exclusivas de floresta nativa, 39 (68,4%) são passeriformes.

Tabela 1 - Número de espécies observado e esperado (estimador não paramético Bootstrap), número de indivíduos amostrados nos diferentes ambientes e índice de Shannon (H´)

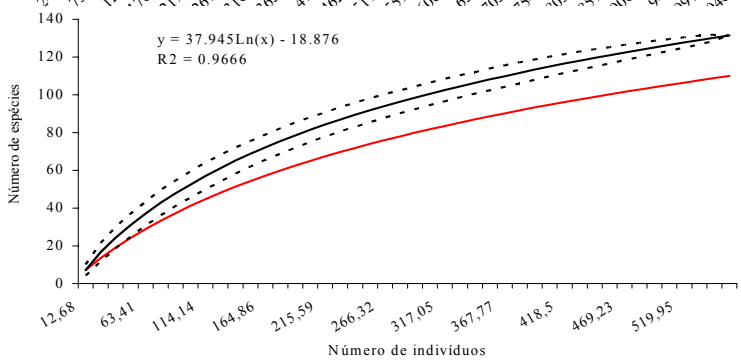
	Floresta	Eucalipto	Pastagem	Canavial	Total
n de espécies obs.	164	104	112	52	224
n de espécies esp.	185	121	119	54	245
n de indivíduos obs.	911	447	1122	626	3679
n de espécies exclusivas	57	6	14	2	
Índice de Shannon (H´)	4,5	4,2	4,1	2,9	

Cerca de 90% das espécies registradas para a bacia (Anexo 1) foram detectadas na amostragem quantitativa por pontos, indicando a representatividade destes ambientes e a eficiência das repetições em cada ambiente. Com 44 amostras em cada ambiente, pode-se observar que as curvas de acúmulo de espécies (Figura 5) não atingiram o patamar de estabilização, mostrando ainda uma inclinação em todos os ambientes, sendo mais acentuada no eucaliptal e canavial. Isto indica que mais amostras são necessárias para atingir o número de espécies estimado para cada ambiente através do estimador não paramétrico bootstrap (Tabela 1). A diferença entre o número de espécies esperado e observado é maior nas florestas nativas (21 espécies) e eucaliptais (17) e menor nas pastagens (6) e canaviais (2).

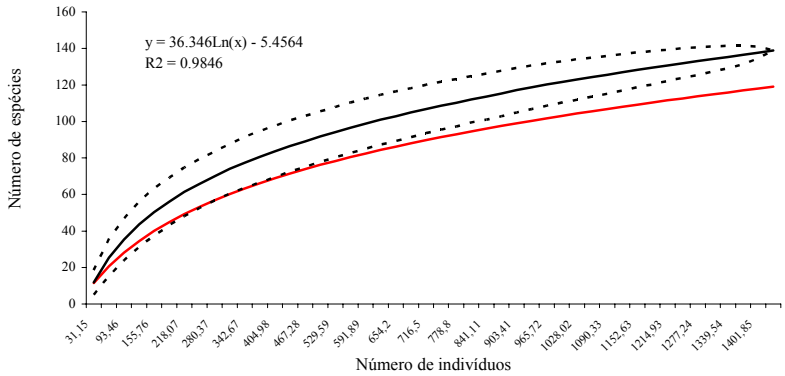
a. floresta nativa



b. eucalipto



c.pastagem



d. canavial

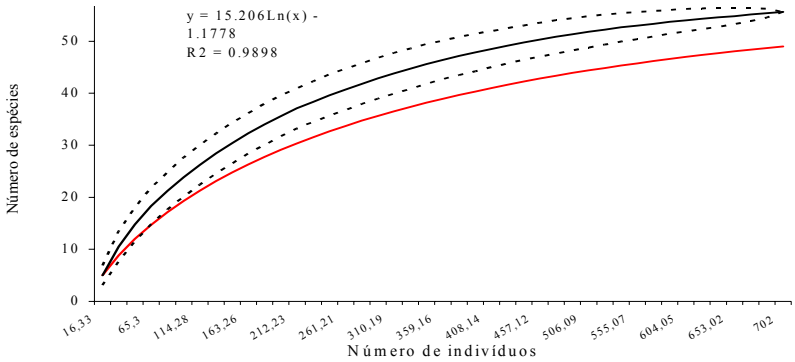


Figura 5 - Curvas de número de espécies acumulado em função do número de indivíduos para todas as amostras. (— Bootstrap: curva do coletor, —— Sobs: número de espécies observado, ... SD: Desvio Padrão)

No entanto, para a área total de estudo (Figura 6) observa-se que o esforço foi suficiente para atingir o início do patamar de estabilização, com a configuração distinta da curva do número acumulado de espécies, quando comparado com as curvas dos ambientes isoladamente, sendo o número de espécies registradas de 224 e o número estimado de 245 espécies.

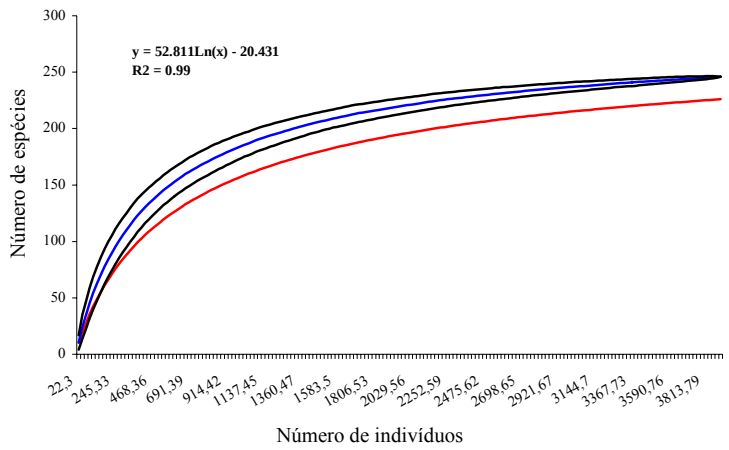


Figura 6 - Riqueza total de espécies estimada através do estimador não paramétrico bootstrap - curvas de número de espécies acumulado em função do número de indivíduos (curva do coletor) para todos os ambientes (— Bootstrap: curva do coletor, —— Sobs: número de espécies observado, — SD: Desvio Padrão)

As curvas cumulativas do número de espécies, por ordem decrescente de abundância (Figura 7) em cada ambiente, mostram padrões distintos, porém em todos ambientes pode-se observar poucas espécies abundantes e muitas espécies raras. O número de espécies com abundância relativa maior do que a média em cada ambiente foi de 21,95% na mata nativa, 34,82% nas pastagens, 30,76% nos canaviais e 12,5% no eucalipto.

O perfil da curva para floresta nativa é similar ao da pastagem, com maior número de espécies com freqüência média de uso, enquanto que as curvas do eucalipto e canavial apresentam um maior número de espécies raras.

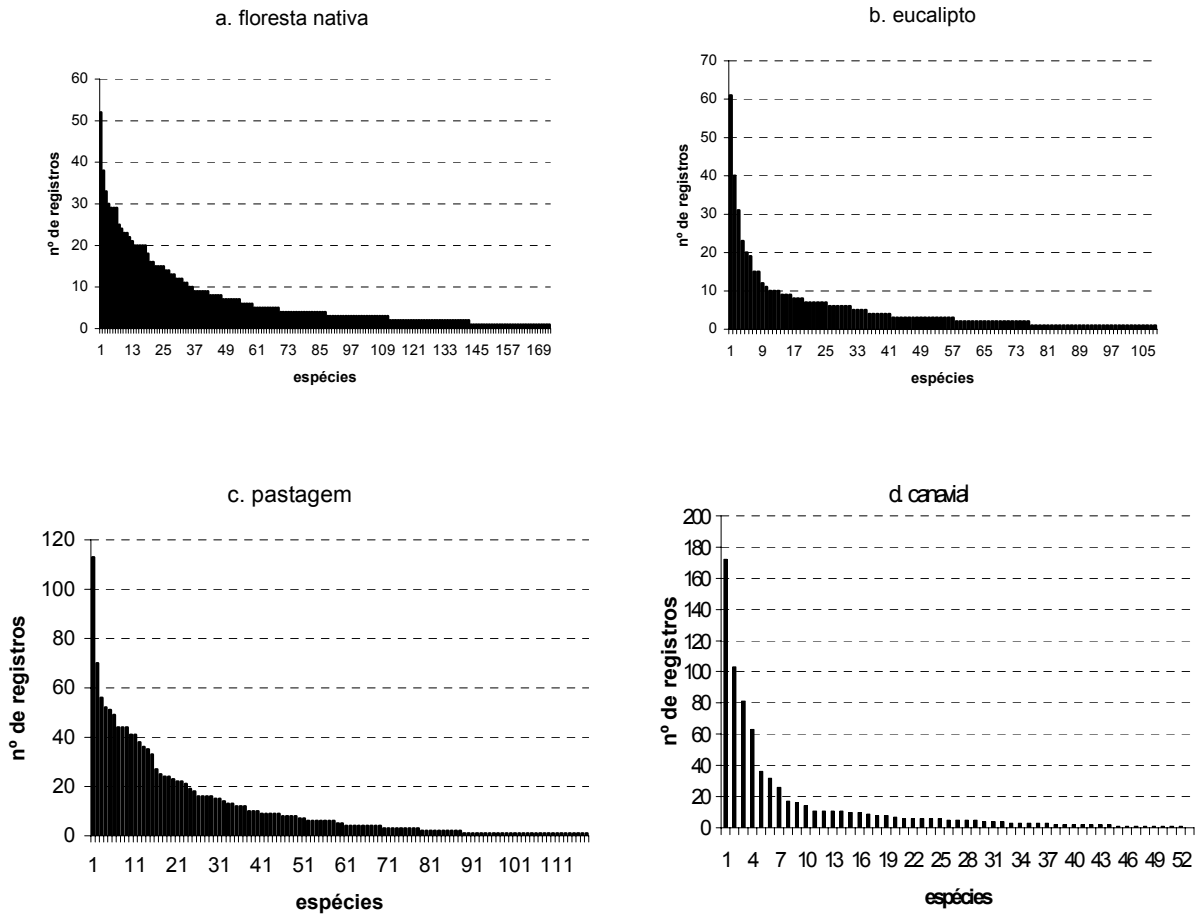


Figura 7 - Curvas cumulativas do número de espécies registradas por ordem decrescente de abundância (a. floresta nativa, b. eucalipto, c. pastagem, d. canavial)

b) Riqueza, Abundância Relativa, Índice de Diversidade e Composição específica

O modelo de distribuição encontrado para a comunidade estudada indicou uma distribuição log-normal para número de espécies e número de indivíduos (Figura 8). O teste de homogeneidade de variância (Estatística de Levene), rejeita a hipótese de não homogeneidade de variância para os registros de número de espécies e número de indivíduos (LS = 4,16, gl= 3, gl = 60, p = 0,010; LS = 0,892, gl =3, gl = 60, p = 0,451 respectivamente), premissa requerida para a Análise de Variância.

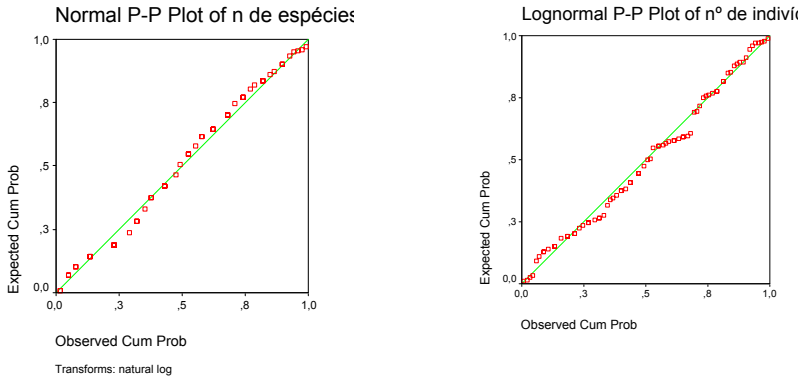
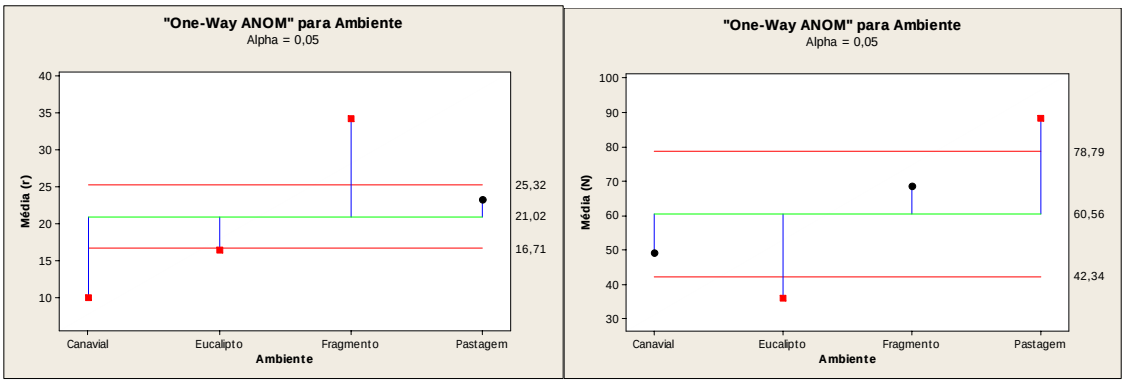


Figura 8 - Gráficos de log-normalidade para número de espécies e número de indivíduos

Não houve diferença significativa entre as quatro regiões amostradas quanto à riqueza de espécies e abundância de indivíduos (ANOVA aninhada: F = 0,207; gl = 63; p = 0,890; F = 0,667; gl = 63; p = 0,588; respectivamente). Houve, no entanto, diferença significativa entre os ambientes quanto à riqueza de espécies e abundância de indivíduos (ANOVA aninhada: F = 10,364; gl = 63; p < 0,001; F = 4,136; gl = 63; p < 0,001; respectivamente), sendo que os fragmentos florestais apresentaram significativamente maior riqueza, enquanto que os canaviais e os eucaliptais apresentaram significativamente menor riqueza de espécies; as áreas de pastagem apresentaram significativamente maior abundância de indivíduos e eucaliptais apresentaram significativamente menor abundância de indivíduos (ANOM: 0,05) (Figura 9).



riqueza abundância

Figura 9 - Análise de Média: Riqueza de espécies e abundância relativa por ambiente

A Análise de Variância detectou diferenças significativas em relação ao índice de diversidade de Shannon para os ambientes ($F = 19,68$, $gl = 15$, $p < 0,001$). O teste *post hoc* de Tukey HSD mostrou diferenças de médias dos postos ($\alpha = 0,05$) entre canavial e demais ambientes ($p < 0,001$ floresta nativa, $p = 0,004$ eucaliptal e $p = 0,002$ pastagem) e floresta e pastagem em relação ao canavial ($p < 0,001$ e $p = 0,004$). As florestas nativas e pastagens são os ambientes com maior índice de diversidade enquanto que os canaviais são os ambientes menos diversos.

As figuras 10 e 11 apresentam os gráficos de ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para ambientes e espécies, com ilustração dos agrupamentos obtidos por análise de agrupamento hierárquico (*cluster*) (Figura 12). Considerando a riqueza de espécies, composição específica e a abundância relativa, observam-se agrupamentos distintos na primeira dimensão, com os sítios de floresta nativa e de eucalipto separados, enquanto que as áreas de canavial e de pastagem apresentam-se dispersas e com alguma sobreposição entre si. Nessa dimensão, nota-se que os fragmentos de floresta nativa estão mais segregados dos demais, enquanto que os de eucalipto, embora distintos, apresentam proximidade com pastagens e canaviais. Na segunda dimensão, os canaviais parecem se diferenciar dos outros ambientes, com exceção do canavial da região 1, e as florestas nativas se aproximam de vários sítios de eucalipto e pastagem. Considerando as duas dimensões da análise, pode-se notar uma inter-relação entre todos os ambientes, com diferenciação mais acentuada das áreas de floresta nativa e canaviais (com exceção do canavial 1). Os ambientes implantados apresentam uma proximidade (eucaliptais, pastagens e canaviais) e interrelações mais acentuadas (eucaliptal e pastagem, pastagem e canavial 1).

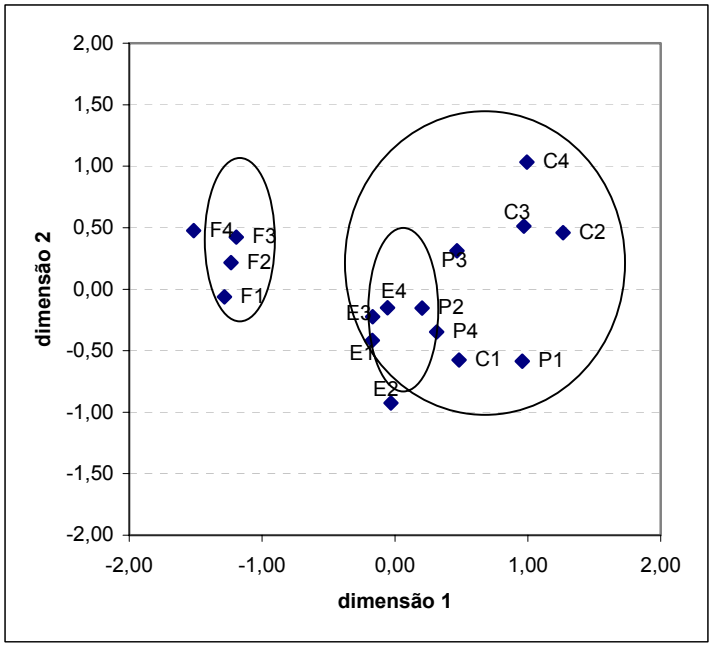


Figura 10 - Ordenação por Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para os ambientes, com ilustração dos agrupamentos obtidos por análise de cluster

Quando se considera a composição específica e abundância relativa (Figura 12), apesar de haver segregação diferencial das espécies, nota-se continuidade da comunidade de aves, na dimensão 2. A continuidade entre as espécies de fragmentos de floresta nativa, eucaliptais, áreas de pastagem e canaviais, apresenta maior adensamento nas espécies de floresta nativa, segregadas na dimensão 1. Os agrupamentos obtidos nas análises de agrupamento hierárquico (Figura 12 e Anexo B) evidenciam a segregação dos ambientes de floresta nativa quando se consideram riqueza, abundância e composição específica e foram utilizadas para destacar os agrupamentos encontrados no NMDS. Nota-se claramente um agrupamento formado pelos ambientes implantados, sendo mais próximos nesta análise os eucaliptais e canaviais (Figuras 10 e 12).

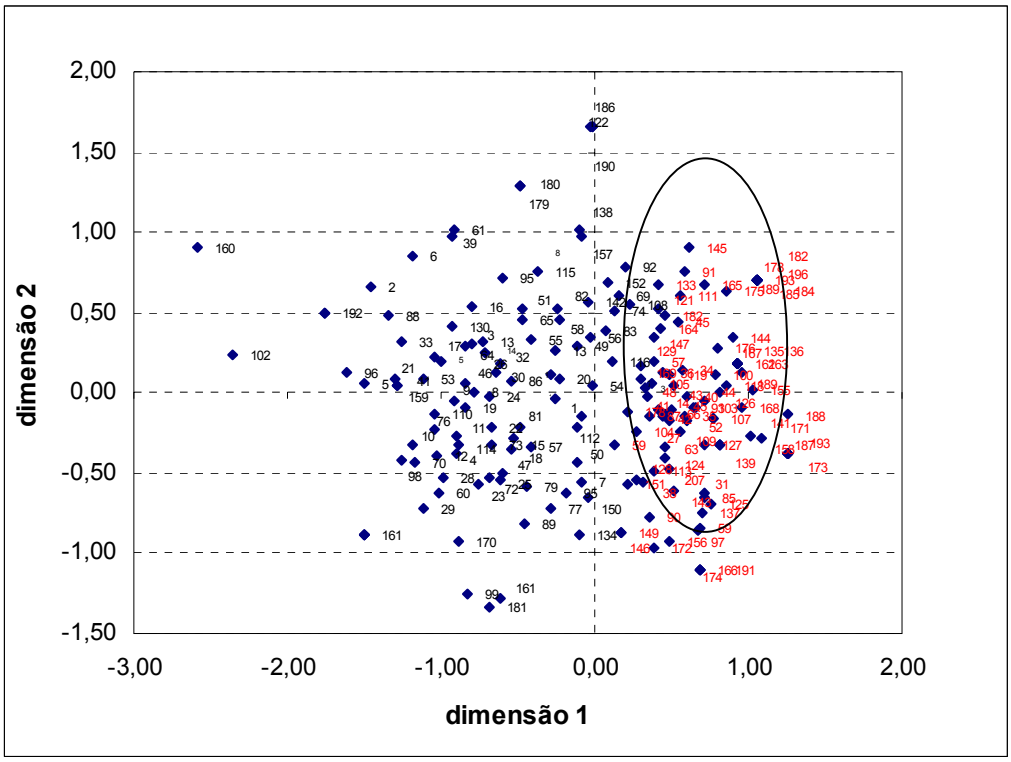


Figura 11 - Ordenação por Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) para as espécies, com ilustração dos agrupamentos obtidos por análise de agrupamento hierárquico (legenda das espécies no dendrograma do anexo B)

Considerando a composição específica (*cluster* e NMDS), as espécies características de floresta nativa e com baixa abundância em outros ambientes são primeiramente segregadas (50 espécies), formando um agrupamento distinto que é agrupado posteriormente com as espécies exclusivas de floresta nativa e com baixa abundância relativa (36 espécies). No outro agrupamento não foi possível fazer distinção entre espécies pouco abundantes em florestas nativas (11), espécies exclusivas de eucaliptais, pastagens e canaviais (22) e espécies que ocorrem em pelo menos três dos quatro ambientes do mosaico agrícola, inclusive floresta nativa, (107) constituindo a maioria (62,5%) das espécies observadas no conjunto dos sítios amostrais.

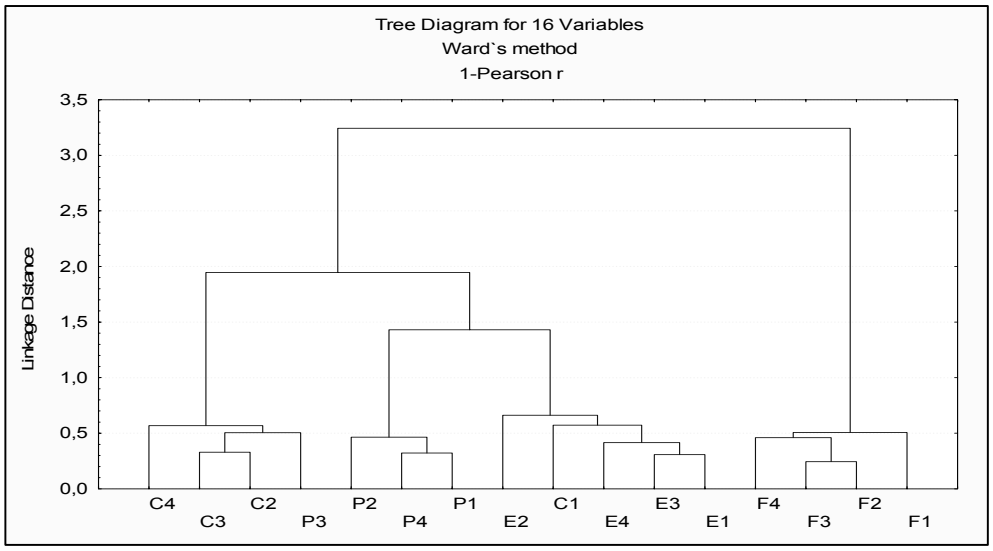


Figura 12 - Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico para similaridade entre riqueza, abundância e composição de espécies de aves nos 16 sítios amostrais situados na bacia do rio Passa-Cinco, São Paulo, Brasil. Método de agrupamento de Ward e índice de similaridade de Pearson r. Análise de agrupamento hierárquico para ambientes

c) Categorias Tróficas

Não houve diferença significativa entre os ambientes quanto ao número de categorias tróficas por ambiente, mas houve diferença significativa quando foram consideradas algumas categorias tróficas separadamente (Tabela 2). Houve diferença significativa entre os ambientes amostrados quanto à riqueza de espécies de insetívoros. Os fragmentos de floresta nativa apresentaram significativamente maior riqueza de espécies enquanto os canaviais apresentaram significativamente menor riqueza de insetívoros. Não houve diferença significativa entre os ambientes amostrados quanto à riqueza de insetívoros/carnívoros, mas houve diferença quanto à abundância desta categoria trófica, sendo as pastagens o ambiente com maior abundância de insetívoros/carnívoros (Tabela 2 e Anexo C).

Não houve diferença significativa entre os ambientes amostrados quanto à riqueza e abundância de onívoros. Houve diferença significativa quanto à riqueza e abundância de frugívoros e frugívoros/insetívoros, sendo que as florestas nativas apresentaram significativamente maior riqueza e abundância de frugívoros e frugívoros/insetívoros, enquanto

que os canaviais apresentaram significativamente menor riqueza de frugívoros e frugívoros/insetívoros e menor abundância de frugívoros/insetívoros (Tabela 2 e Anexo C).

Houve diferença significativa entre os ambientes amostrados quanto à riqueza e abundância de granívoros. As florestas nativas apresentaram significativamente menor riqueza e abundância enquanto que os canaviais e pastagens apresentaram maior riqueza e abundância desta categoria trófica (Tabela 2 e Anexo C). Não foi considerada aqui a categoria trófica de frugívoros/granívoros, porque é comumente usada para comparação de avifauna de florestas.

Houve diferença significativa entre os ambientes amostrados quanto à riqueza e abundância de exudívoros (Tabela 2). As florestas nativas apresentaram maior riqueza e abundância desta categoria trófica, enquanto os canaviais e pastagens apresentaram significativamente menor riqueza e abundância (Tabela 2 e Anexo C). Nos eucaliptais, a média está bem próxima à média máxima encontrada para exudívoros.

Houve diferença significativa entre os ambientes amostrados quanto à riqueza e abundância de carnívoros/detritívoros, sendo as florestas nativas o ambiente que apresentou menor riqueza e abundância desta categoria trófica (Tabela 2 e Anexo C).

Tabela 2 - Análise de Variância e Análise de Média para riqueza e abundância de espécies de aves, considerando as categorias tróficas (** : 5% e * : 1%)

		ANOVA		média	média	ANOM			
	gl=15	F	p	max	min	Mata	Eucalipto	Pasto	Cana
ambientes	nº categ	0,13	0,940						
insetívos	riqueza	19,50	<0,001	36,70	16,57	49,70*	22,75	28,00	6,00*
	abundância	3,39	0,050			161,75	53,75	161,25	88,50
inset/carnívoros	riqueza	1,37	0,290			2,25	1,75	3,75	20,00
	abundância	10,83	0,001	18,00	2,25	3,00	6,70	27,75**	5,00
onívoros	riqueza	2,79	0,086			4,50	2,25	4,25	1,75
	abundância	1,52	0,260			18,25	12,50	35,25	17,25
frugívoros	riqueza	11,17	0,001	7,66	0,84	11,00*	3,00	2,50	0,50**
	abundância	4,08	0,03	53,31	1,06	54,50**	14,75	3,28	3,25
frug/inset	riqueza	44,11	<0,001	8,43	4,07	14,75*	5,25	3,50**	1,50*
	abundância	41,62	<0,001	24,58	9,17	47,00*	9,50	7,00*	4,00*
granívoros	riqueza	42,89	<0,001	9,78	5,84	1,50*	7,00	14,25**	1,29*
	abundância	27,28	<0,001	61,00	27,30	2,50*	28,25	82,50*	63,50*
exudívoros	riqueza	11,01	0,001	4,91	0,72	6,25*	4,00	0,50**	0,50**
	abundância	19,39	<0,001	10,78	1,86	17,75*	5,75	0,58*	1,25**
carn/detritívoros	riqueza	5,12	0,012	4,42	2,20	1,75**	3,50	4,00	4,00
	abundância	5,10	0,017	16,23	3,64	2,00**	10,25	15,75	11,75

d) Vegetação e Caracterização dos sítios amostrais

Os sítios amostrais de Floresta Estacional Semidecidual constituem ambientes estruturalmente mais complexos, com três a quatro estratos de vegetação, apresentando o estrato arbóreo de quatro a 23 morfoespécies e o estrato arbustivo de 14 a 40 morfoespécies. Bromélias, lianas, bambus e palmeiras, presentes em 50% a 100% dos sítios, contribuem para a complexidade estrutural. A altura da serrapilheira variou entre 5cm e 12 cm. Os fragmentos estudados não possuem áreas nucleares preservadas, o que configura uma vegetação secundária heterogênea, com elementos de outros ambientes encontrados no interior e áreas periféricas (pequenos pastos abandonados, gramíneas, capoeiras, alagados, áreas de deposição de sedimentos etc.), resultado de ação antrópica intensa. A forma alongada dos fragmentos de floresta ativa característicos da região, dispostos ao longo de rios e córregos em faixas marginais (muitas vezes em largura menor do que a prevista na Lei 4771/65) (BRASIL, 1965), pode ser detectada através das variáveis de relação área/perímetro (de 0,6 a 1,0) e área nuclear. Todos os fragmentos de mata nativa amostrados parecem apresentar algum grau de conectividade com áreas de vegetação mais preservadas, localizadas em terrenos com alta declividade.

As áreas de floresta implantada de eucalipto são compostas principalmente por *Eucalyptus grandis*, com três a dez anos de plantio e altura entre 10m a 18m, caracterizando-se por floresta homogênea (dois estratos) com manejo de sub-bosque freqüente, com exceção de um dos sítios, cujo sub-bosque permaneceu com características de cerrado e apresentou pelo menos três estratos de vegetação. Bromélias, palmeiras e lianas são encontradas em 25%, 75% e 50% dos sítios respectivamente. A altura da serrapilheira variou de quatro a sete cm e o número de morfoespécies arbóreas de cinco a 12 e arbustivas de seis a 14. O manejo do sub-bosque dos eucaliptais, para fins industriais, utiliza substâncias químicas com efeitos diversos na vegetação e na fauna de invertebrados.

As florestas de eucalipto estudadas apresentam continuidade em três das regiões selecionadas, o mesmo ocorrendo com os canaviais. Mesmo em extensões homogêneas podem-se observar encraves de vegetação ciliar, gramíneas, alagados etc, como o que ocorre nos fragmentos de mata nativa, porém em escalas diferentes.

O manejo dos canaviais (queima, corte e uso de herbicidas) (INST. AÇÚCAR E ÁLCOOL, 1986), provoca mudanças periódicas no único estrato do ambiente, que é composto de

uma a cinco morfoespécies, sendo o percentual de solo exposto acima de 50% na fase de cana cortada e baixa.

As pastagens, embora constituam a matriz deste agroecossistema, apresentam uma fisionomia variada conforme o manejo e a região onde estejam localizadas. Muitas pastagens possuem fortes características de cerrado (com dois a três estratos de vegetação) e áreas contíguas com plantações diversas, mata ciliar e alagados. Apresentam de três a sete morfoespécies arbustivas e herbáceas, com árvores esparsas de quatro a oito metros de altura.

Todos os sítios de estudo localizam-se em condições topográficas (620m a 980 m de altitude) e de pressão antrópica similares (presença de perturbações, estradas de terra, trilhas, clareiras, animais domésticos, animais exóticos e cercas), a uma distância média de áreas urbanizadas de 4594 m ± 2476,75 (1450m a 9150 m), e com rodovias próximas a 81,3% dos sítios. Os rios estão presentes em todos os sítios de estudo, com os de maior volume (3ª e 4ª ordens) somente nos fragmentos de floresta nativa.

2.2.3 Discussão

A definição de agrupamentos de espécies que constituem uma comunidade tem sido arbitrariamente estabelecida na maioria dos estudos de comunidades de aves. O termo comunidade sempre se refere às populações de aves que foram amostradas em cada sítio ou localidade de estudo (WILLIS, 1979; VERNER, 1981; ALEIXO, 1997, 1996; POZZA; PIRES, 2003; DONATELLI; VIEIRA DA COSTA; FERREIRA, 2004). Neste estudo, pode-se considerar a comunidade de aves que utiliza o agroecossistema como um todo, com padrões específicos de freqüência de uso nos ambientes presentes na paisagem. O padrão espacial em forma de mosaico, característico de agroecossistemas, propicia a movimentação e a dispersão diferencial das espécies de aves, resultando num padrão de distribuição da avifauna relacionado com uso e eventualmente dependência do conjunto de habitats disponíveis. Isto pode ser evidenciado nas curvas de acumulação de espécies, que atingiu o patamar de estabilização somente no conjunto dos ambientes, indicando que para registrar todas as espécies que fazem uso de cada ambiente seria necessário maior esforço amostral, considerando a movimentação de espécies entre ambientes, uso diferencial das parcelas do mosaico e caracterização de uma comunidade de agroecossistemas que faz uso do mosaico agrícola como um todo. No conjunto

dos ambientes amostrados, pode-se afirmar que o agroecossistema sustenta uma diversidade de espécies de aves residentes e algumas espécies migratórias.

Outros resultados que indicam similaridades entre ambientes (espécies comuns e escalonamento multidimensional não métrico) e agrupam ambientes e espécies (escalonamento multidimensional não métrico e agrupamento hierárquico) corroboram essa afirmação e indicam particularidades dos ambientes, principalmente florestas nativas, mas mostram uma comunidade característica do mosaico agrícola, que apresenta similaridade no que se refere à freqüência de uso dos ambientes, principalmente implantados (eucalipto, pastagem e canavial). A similaridade das micro-regiões geográficas quanto à riqueza e abundância de espécies também sugere uma avifauna similar que utiliza o mosaico, além de indicar que os sítios amostrais tenham sido distribuídos homogeneamente na bacia.

Os mosaicos agrícolas fornecem uma variedade de habitats para um grande número de espécies de aves que tanto utilizam ambientes distintos como se movimentam entre manchas próximas ou distantes, fazendo uso diferencial de recursos disponíveis, conforme suas características ecológicas, capacidade de dispersão, movimentos migratórios locais e regionais e densidade populacional. Parece existir, no entanto, um grupo de espécies de aves natural e dependente de uso de paisagens agrícolas (a maioria das espécies registradas), que se beneficia da heterogeneidade de habitats e das interações da matriz agrícola com áreas naturais e semi-naturais. Nota-se claramente também, a existência de um grupo de espécies restrito a fragmentos de floresta secundária (espécies exclusivas e espécies com baixa abundância relativa nos outros ambientes), com populações remanescentes ou estáveis (dependendo do grau de isolamento).

Os remanescentes de vegetação nativa, mais complexos estruturalmente, apresentam maior riqueza de espécies, com maior número de espécies exclusivas. Apesar do estado de conservação e das pressões antrópicas no entorno e nas áreas nucleares, esses ambientes são responsáveis por mais de 70% da diversidade de agroecossistemas. Os canaviais e eucaliptais, marcadamente de plantio homogêneo e com manejo periódico, apresentam menor riqueza de espécies. As pastagens, constituindo a matriz do agroecossistema e com presença de elementos diversos de vegetação original, apresentam maior abundância de indivíduos, devido principalmente à presença de espécies que vivem em bandos intraespecíficos e espécies associadas à presença de gado (*Crotophaga ani, Guira guira, Colaptes campestris, Melanerpes candidus, Pseudoleistes guirahuro, Aratinga leucophthalmus, Vanellus chilensis* e *Bulbucus ibis*)

e bandos interespecíficos de granívoros, principalmente durante a estação seca (*Volatinia jacarina, Sporophila caerulescens* e *Sporophila lineola*). A extensão e conectividade das áreas de pastagens (típicas da matriz do agroecossistema) podem ser características relevantes que explicam a abundância de aves nestes ambientes. As pastagens, mais diversas do que outros ambientes implantados, apresentam elementos arbóreo/arbustivos típicos da vegetação original (floresta e cerrado) que contribuem para complexidade estrutural do habitat. As pastagens com fortes características de cerrado ainda constituem ambientes adequados para espécies típicas deste habitat (*Crypturellus parvirostris*, *Rynchotus rufescens, Nothura maculosa, Falco sparverius Cariama cristata, Melanerpes candidus, Lepidocolaptes angustirostris, Xolmis cinerea, Elaenia chiriquensis, Suiriri suiriri, Volatinia jacarina, Coryphospingus cuculatus* e *Cyanocorax cristatellus*).

Os eucaliptais, apesar de constituírem ambientes florestais, apresentaram menor riqueza de espécies e também menor abundância de indivíduos, devido provavelmente à baixa complexidade estrutural (poucos substratos específicos para forrageamento e nidificação). Isto pode ser observado principalmente em áreas nucleares de plantios extensos e com manejo periódico de sub-bosque, amostradas neste estudo. Por outro lado, eucaliptais amostrados em áreas próximas a matas naturais e com áreas reduzidas (CARBONARI, 1990) ou em reflorestamentos com sub-bosque desenvolvido (WILLIS, 2003), podem apresentar uma maior riqueza do que a encontrada nas áreas nucleares de plantios homogêneos.

Apesar de todos os ambientes amostrados do mosaico apresentarem um padrão similar nas curvas cumulativas de número de espécies por ordem decrescente de abundância, com poucas espécies abundantes e muitas espécies raras, as florestas nativas e pastagens parecem constituir ambientes mais estruturados, no que se refere à avifauna, sendo observado um maior número de espécies com freqüência média de uso (queda menos abrupta nas curvas cumulativas), podendo, portanto, apresentar espécies mais estáveis que fazem uso freqüente ou apresentam uma população residente, característica de comunidades medianamente equilibradas (MAGURRAN, 1988). Os canaviais e eucaliptais, no entanto, apresentam uma baixa homogeneidade, ou seja, a distribuição de abundância entre as espécies não é equilibrada (MAGURRAN, 1988) ou é menos equilibrada do que as comunidades amostradas nas florestas nativas e pastagens.

Os resultados das análises de escalonamento multidimensional NMDS e agrupamentos hierárquicos também demonstraram haver claramente uma avifauna característica de

agroecossistemas que apresenta uma continuidade quando se considera a similaridade de riqueza, abundância e composição específica nos ambientes. Há, porém, uma distinção dos sítios de floresta nativa e secundariamente de sítios de eucaliptais, enquanto que os canaviais e as áreas de pastagem apresentam-se dispersas e com alguma sobreposição entre si. No entanto, quando se considera a composição específica e abundância relativa, os eucaliptais, pastagens e canaviais, notadamente ambientes implantados, formam um agrupamento característico do mosaico, com adensamento de espécies nas pastagens. As espécies características de floresta nativa e com baixa abundância em outros ambientes são agrupadas com espécies exclusivas de floresta nativa com baixa abundância relativa, formando um agrupamento distinto das espécies que utilizam o agroecossistema como um todo.

A periodicidade não sistemática do manejo de cana e as diferentes fases apresentadas pela monocultura, em função do manejo (cana cortada, cana baixa, cana alta e densa), podem ser condicionantes para a dispersão dos sítios e a proximidade com a matriz de pastagem do agroecossistema. A menor riqueza de espécies e maior abundância de certos grupos tróficos, condicionadas às diferentes fases do manejo e à interação com ambientes circundantes, também podem ser variáveis explanatórias para a dispersão dos sítios de canaviais. As pastagens, por outro lado, com características da matriz do agroecossistema, apresentaram diferentes formas de manejo pouco impactante e caracterizam-se como ambientes abertos, apresentando forte relação com os ambientes circundantes.

Outros fatores relevantes a serem considerados em paisagens agrícolas são a movimentação e migração de espécies e de indivíduos. Embora este estudo não tenha sido direcionado para detectar variações específicas relacionadas à migração, vale salientar que os resultados podem ser influenciados pelo aporte de populações migrantes regionais que convivem temporariamente com populações locais ou substituem parte da população local, que pode ter migrado para outras regiões (PACHECO; GONZAGA, 1994). Além disso, a migração circular de troquilídeos, psistacídeos e columbídeos (WILLIS, 1988) pode influenciar a abundância relativa dependente de uso nos diferentes ambientes do mosaico. Dessa forma, a movimentação da avifauna dentro e entre mosaicos, impulsionada por mudanças climáticas (migração regional) ou de disponibilidade de recursos (migração local e regional) deve ser considerada como um fator relevante para conservação de agroecossistemas.

A abordagem trófica, comparando os ambientes quanto à riqueza e abundância de espécies, mostrou que não há diferença quanto ao número de categorias tróficas por ambiente, indicando a caracterização de uma avifauna que utiliza diferencialmente os ambientes do agroecossistema como um todo, mas houve diferença quando se consideraram algumas categorias tróficas separadamente.

Insetívoros aéreos, de borda e de copa, são bem representados neste agroecossistema, com abundância similar em todos os ambientes. A maior riqueza de insetívoros nas florestas nativas pode estar relacionada à diversidade adicional de pequenos insetívoros de sub-bosque. Nesta categoria trófica estão incluídos insetívoros com diferentes graus de especialização, com espécies mais especializadas nas florestas e poucos representantes em outros ambientes (e.g. *Sittasomus griseicapillus*). As pastagens apresentaram maior abundância de insetívoros/carnívoros, representados principalmente por alguns Falconiformes e *Cariama cristata,* espécies tipicamente de cerrado.

Os onívoros, categoria trófica característica de boa parte das espécies consideradas generalistas e espécies de borda, não apresentaram diferença significativa nos vários ambientes do agroecossistema, indicando a grande movimentação e a utilização de todos os ambientes com frequência de uso similares. Estas espécies consideradas naturais e dependentes de paisagens agrícolas parecem estar bem adaptadas a agroecossistemas. Um exemplo para onívoros que utilizam todos os ambientes amostrados são as gralhas*, Cyanocorax cristatellus*, com abundância relativa maior nas áreas de mata nativa e pastos.

Os frugívoros, embora mais diversos e abundantes nos fragmentos de mata nativa, apresentam perdas de algumas espécies (*Ara maracana, Pyrrhura frontalis, Ramphastos dicolorus e Odontophorus capueira*) quando comparado com outros registros na região (WILLIS, 1979). Enquanto os grandes frugívoros parecem se deslocar bem entre áreas fragmentadas, permitindo a permanência de algumas espécies neste agroecossistema, associadas principalmente a florestas nativas, o processo de fragmentação provoca uma redução na diversidade desse grupo, quando se considera a diminuição de área desses fragmentos (WILLIS, 1979). Isto pode ser devido principalmente ao fato de que estas espécies dependem de diferentes espécies de árvores dispersas em diferentes estações do ano, e somente grandes fragmentos possuem diversidade suficiente para manter populações em condições de escassez ocasional de recursos.

Os movimentos locais de frugívoros de borda são indicativos da presença e uso desta categoria trófica em quase todos os ambientes do mosaico. Duas áreas dormitórios de *Aratinga leucophthalmus* foram localizadas na bacia do rio Passa-Cinco, com bandos se deslocando ao amanhecer para áreas de alimentação. Esses movimentos podem ser observados durante todo o dia, também para *Ramphastos toco, Amazona aestiva e Pionus maximiliani*, sendo as duas últimas espécies menos abundantes.

Diferente dos grandes frugívoros, os grandes insetívoros e parcialmente insetívoros (surucuás) parecem permanecer em seus territórios e se movimentam pouco, por isso precisam de áreas maiores para sobrevivência. Somente uma espécie de *Trogon (T. surrucura)* foi registrada, o mesmo acontecendo com *Tityra* sp., com registro somente nos censos gerais para as áreas de mata nativa.

A maior riqueza e abundância de granívoros nas pastagens e canaviais está necessariamente associada à abundância de gramíneas nestes ambientes, sendo mais constante nas pastagens do que nos canaviais, que estão sujeitos às alterações do manejo. As perdas de grandes carnívoros e carnívoros/insetívoros diurnos, considerando todos os ambientes amostrados, não parece ter sido tão acentuada, quando comparada com registros em fragmentos de floresta nativa da região (WILLIS, 1979), embora algumas espécies apresentem baixa abundância relativa. Principalmente as espécies características de cerrado e de áreas abertas antropizadas, contribuem para a maior abundância nas pastagens.

Os exudívoros, bem representados nos fragmentos de mata nativa e eucaliptais, estão associados necessariamente à floração sazonal de diferentes espécies vegetais nas matas e à floração das espécies de *Eucalyptus* durante grande parte do período de estudo. No mosaico agrícola estudado, essa categoria trófica parece não ter sofrido grande redução, uma vez que estas espécies podem voar facilmente entre fragmentos de mata e podem encontrar ocasionalmente florações em outros ambientes da paisagem.

As florestas nativas foram os ambientes que apresentaram menor riqueza e abundância de carnívoros/detritívoros, que utilizam com mais freqüência áreas de vegetação implantada. Nota-se, porém, que esta categoria trófica é representada basicamente por falconiformes, observados mais frequentemente em ambientes abertos ou borda de ambientes florestados.

Os resultados apresentados acima mostram que há diferenças entre os ambientes, mesmo com uma divisão focada em categorias tróficas gerais. Esses ambientes são distintos quando

amostrados intensivamente, o que se mostra muito interessante para análises exploratórias futuras. Alguns padrões de riqueza de espécies e principalmente de abundância não são tão detectáveis em estudos qualitativos ou com pouco esforço amostral e sem réplicas de ambientes.

Comparação com outros trabalhos e avaliação histórica

O censo mais extenso e documentado da avifauna da região foi realizado na Fazenda Barreiro Rico situada no município de Anhembi (22º41´S e 48º06´W), na região de Piracicaba. Estudos iniciados nesta localidade há pelo menos quatro décadas, fornecem informações valiosas sobre a avifauna extinta e com declínio de populações. Grande parte dos exemplares coletados entre 1957 a 1966 e entre 1975 e 1996 estão depositados no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. Das 178 espécies coletadas na década de 1960, Willis (1979) observou a extinção de 14 espécies, seis das quais foram reencontradas por Magalhães (1999) posteriormente (1975-1996). Isso resulta em oito espécies aparentemente extintas na década de 1970, decorrente das alterações ambientais ocorridas na região e não por pressão de caça ou coleta, como observa Magalhães (1999). No período de 1975-1996, coletas intensivas realizadas na mesma localidade incluíram mais cinco espécies na lista de possivelmente extintas, totalizando 13 espécies que apresentam indícios claros de extinção, sete das quais também ausentes na bacia do rio Passa-Cinco (*Crotophaga major*, *Notharcus macrorhynchus*, *Selenidera maculirostris*, *Baillonius bailloni*, *Triclaria malachitacea*, *Ramphastos dicolorus*, *Pyroderus scutatus*) e duas presentes (*Tinamus solitarius* e *Oryzoborus angolensis*).

Outro trabalho desenvolvido na região (NATIONAL AUDUBON SOCIETY, 2004) é resultado de censos anuais desenvolvidos por Willis no período de 1995 a 2003, que registrou aproximadamente 240 espécies em várias áreas do município de Itirapina (SP). Outros estudos desenvolvidos em períodos de dois anos consecutivos de amostragem em fragmentos de floresta na região, também dão indícios das espécies presentes em paisagem alteradas, nas últimas décadas (Tabela 3), com o número de espécies variando de 93 a 224 (presente estudo).

O presente estudo diagnosticou uma riqueza considerável de espécies, quando comparado com o maior remanescente florestal amostrado na região e os dados para o município de Itirapina. Considerando inicialmente as 164 espécies detectadas nas florestas nativas e posteriormente as 224 espécies registradas na totalidade dos ambientes, estas constituem 48,5% e 66% respectivamente, do total de espécies encontradas na Fazenda Barreiro Rico (MAGALHÃES,

1999) durante 20 anos de coleta e 68,3% e 93 % respectivamente das espécies registradas por Willis (2003) para o município de Itirapina durante oito anos de amostragem. Isso coloca os fragmentos remanescentes em paisagens agrícolas como áreas muito importantes na manutenção da diversidade da avifauna local e regional e devem ser considerados essenciais, mas não suficientes, para a conservação da diversidade em paisagens características de agroecossistemas, uma vez que outras espécies que utilizam áreas implantadas podem ser acrescidas na lista regional.

Tabela 3 - Trabalhos realizados na região em fragmentos de floresta nativa com inclusão dos resultados do presente estudo

Estado	Localização	Ambiente	Área (ha)	método quantitativo	Riqueza (geral/quantit)	período	Fonte
SP	bacia do rio Passa-Cinco	Fragmentos florestais	78 a 313	pontos	224 /164	2002-2005	presente estudo
SP	Anhembi	Remanescente de floresta	4.890	coleta	178	1957-1966	MZUSP
SP	Anhembi e Campinas	Fragmentos de floresta	21 a 400	transecto	202, 146, 93	1975-1978	Willis, 1979
SP	Anhembi	Floresta remanescente	4.890	coleta	338	1975-1996	Magalhães, 1999
SP	Lençóis Paulista	Floresta remanescente	600	pontos	216/74	2001-2002	Donatelli et al. 2004
SP	Campinas	Fragmento florestal	251	pontos	134 / 97	1992-1994	Aleixo & Vielliard, 1995
SP	São Carlos	Fragmento florestal	75 a 100	pontos	145 / 60, 176 / 72	2000-2001	Pozza & Pires, 2003
SP	Rio Claro	Fragmento florestal	75	transecto	156 / 117	1986-1988	Carbonari, 1990
SP	Rio Claro	Eucalipto com sub bosque	2.314	transecto	255	1982-2001	Willis, 2005

Considerando que o método de amostragem diferiu consideravelmente nos estudos citados, e que a estrutura interna dos fragmentos e a paisagem circundante apresentam diferenças significativas, uma avaliação das espécies localmente extintas pode ser útil para inferir sobre o efeito da alteração da paisagem na avifauna de fragmentos florestais remanescentes (RIBON; SIMON; MATTOS, 2003). Dentre os Psittacidae, além das perdas recentes detectadas em outros trabalhos da região (*Ara maracana* e *Pyrrhura frontalis)* (WILLIS, 1979), outras extinções regionais podem ser adicionadas como *Aratinga solstitialis auricapilla* (com população relictual), *Triclaria malachitacea* (MAGALHÃES, 1999), *Pionopsita pileata* e *Amazona vinacea*

(característicos de enclaves remanescentes de Floresta Atlântica mais úmida). Quanto aos Tinamidae, a extinção local de *Tinamus solitarius* e *Pipile jacutinga* (de Floresta Atlântica mais úmida), com registro na Fazenda Barreiro Rico, indicam possíveis relações com o estado atual de conectividade dos fragmentos de vegetação nativa, bem como com áreas mais preservadas de vegetação original.

Os Falconiformes, embora bem representados nos sítios e na bacia, apresentam perdas de outras espécies de floresta e áreas abertas como *Micrastur ruficollis*, *Accipter bicolor* e *Harpya harpyja*. Outras espécies registradas na região em baixa densidade (NATIONAL AUDUBON SOCIETY, 2004), não foram registradas nos sítios e na área da bacia (*Gampsonyx swainsonii e Chodrohierax uncinatus*).

Dos Phasianidae, uma das espécies extintas localmente, *Odontophorus capueira*, mas com registro na Fazenda Barreiro Rico (WILLIS, 1979; MAGALHÃES, 1999), pode estar associada à diminuição de área dos fragmentos e conectividade. Dos Ramphatidae com registros anteriores na região (*Selenidera maculirostris, Baillonius bailoni* e *Ramphastos dicolorus*) somente uma espécie mais generalista ainda permanece no agroecossistema (*Ramphastos toco*).

Dentre os passeriformes considerados extintos regionalmente, vale salientar a ausência dos Cotingidae, *Procnias nudicolis,* presente nas matas de Lençóis Paulista (DONATELLI; VIEIRA DA COSTA; FERREIRA, 2004) e *Pyroderus scutatus*, registrado por Willis (1979) na Fazenda Barreiro Rico, ambos frugívoros de matas preservadas.

Dentre as espécies ameçadas de extinção no Estado de São Paulo e presentes nos sítios amostrais, estão *Amazona aestiva* e *Antilophia galeata,* registradas nos fragmentos de floresta nativa *e* C*yanocompsa brissonii* e *Oryzoborus angolensis,* registradas nas pastagens. Essas espécies também foram registradas em outros estudos na região (WILLIS, 1979; DONATELLI; VIEIRA DA COSTA; FERREIRA, 2004).

Apesar das extinções locais e regionais, outras espécies colonizaram ambientes abertos típicos do mosaico deste agroecossistema (pastagens, plantações, brejos, entre outros) provenientes de áreas remanescentes de vegetação aberta nativa regional (campos e cerrados) e de outras regiões mais secas (caatinga) (*Columba picazuro, Zenaida auriculata, Bulbucus ibis, Fluvicola nengeta, Agelaius ruficapillus, Netta erythrophthalma* e *Sarcoramphus papa*).

Todos os estudos de avifauna indicam que a transformação da paisagem é a maior ameaça à diversidade de espécies, mas os mecanismos que condicionam o declínio e perda de espécies e

suas conseqüências para os ecossistemas (HARRISON; BRUNA, 1999) ainda precisam ser esclarecidos. Os estudos parecem indicar que estes efeitos históricos sítio-específicos são comuns, e que eles podem refletir o uso do solo no passado em até muitos milênios (DUPOUEY et al., 2002, LINDBORG; ERICKSSON, 2004). Entretanto, poucos estudos relacionam a diversidade atual a estruturas históricas da paisagem (LINDBORG; ERICKSSON, 2004). Nota-se, entretanto, que a paisagem agrícola resultante do processo histórico de desmatamento na região de estudo, com fragmentos de floresta estacional semidecidual apresentando diferentes graus de conectividade, conseguem manter populações remanescentes ou estáveis, ainda que isoladas e devem, portanto ser objeto de programas de conservação.

2.3 Conclusões / Considerações finais

A Bacia do Rio Passa-Cinco é caracterizada por uma paisagem em mosaico que sustenta uma diversidade de espécies de aves residentes e algumas espécies migratórias, oferecendo uma variedade de ambientes para avifauna que faz uso diferencial de fragmentos de vegetação nativa e ambientes implantados. Essa paisagem heterogênea mantem uma diversidade avifaunística considerável, quando comparada com estudos exclusivos em fragmentos ou remanescentes de floresta nativa na região. Portanto, o manejo e a conservação de agroecossistemas devem priorizar a manutenção da diversidade da paisagem e o estado de conservação dos fragmentos de floresta nativa, tendo como objetivo primário a melhoria das condições ambientais espécie-específicas.

A avifauna do agroecossistema é constituída por um agrupamento contínuo de espécies que fazem uso dos ambientes disponíveis como um todo e outro agrupamento de espécies características de fragmentos de floresta nativa, que fazem uso preferencial ou restrito desse ambiente.

As florestas nativas são os ambientes mais estáveis, com uma avifauna característica que apresenta interações com outros ambientes. A maior riqueza de espécies neste ambiente está relacionada principalmente com a complexidade da vegetação, quando comparada com os outros ambientes amostrados. Os insetívoros, frugívoros, frugívoros/insetívoros e exudívoros são as categorias tróficas que mais contribuem com a riqueza de espécies. Os fragmentos remanescentes têm um papel importante na manutenção da diversidade de aves regional e devem ser considerados componentes essenciais, mas não suficientes, para a conservação da

biodiverisidade em agroecossistemas, uma vez que outras espécies que usam o agroecossistema como um todo podem ser adicionadas à avifauna regional. As espécies características de floresta nativa (espécies exclusivas e com baixa abundância em outros ambientes) formam um agrupamento distinto das espécies que utilizam o agroecossistema como um todo.

Os outros ambientes apresentam maior interação da avifauna, sendo o canavial o ambiente menos diverso e a pastagem o ambiente com maior abundância de indivíduos. Os insetívoros/carnívoros e granívoros são as categorias tróficas que mais contribuem com a abundância de indivíduos na pastagem. As pastagens, além de extensão e conectividade, características da matriz do agroecossistema, apresentam elementos arbóreo/arbutivos da vegetação original (florestas e cerrado) que contribuem para a diversidade de aves encontrada neste ambiente.

Os fragmentos de floresta nativa constituem refúgio para populações remanescentes ou metapopulações de aves dependentes desse habitat e uma possibilidade de refúgio para espécies de borda e espécies que utilizam diferencialmente parcelas manejadas do mosaico. Espécies de cerrado encontram lugar adequado em pastagens com estabilidade de paisagem devido ao manejo pouco impactante ou com mínima utilização, característicos da região. Os eucaliptais, por outro lado, embora com manejo de corte impactante a cada sete anos, e manejo constante de sub-bosque, também são considerados refúgio, principalmente para espécies de copa que apresentam deslocamentos e não apresentam populações estáveis. Os canaviais apresentam populações instáveis, dependentes da variação da paisagem, com movimentação e migração periódicas dependendo da disponibilidade temporária de recursos. O gradiente de complexidade dos ambientes amostrados parece estar proximamente relacionado com a riqueza de espécies.

Resultados deste estudo mostram que os agroecossistemas constituem paisagens importantes para a diversidade de avifauna, não no sentido de aumentar o número de espécies, mas de sustentar a diversidade típica da paisagem e do local. Para aumentar a diversidade da avifauna, devem ser priorizados ambientes com maior complexidade estrutural (florestas) e inseri-los no arranjo das plantações homogêneas. Aves de cerrado devem ser beneficiadas por áreas de pastagens com manejo rotativo pouco impactante. Além disso, deve haver incentivo e estudos para otimizar áreas de pastagem, possibilitando a reconstituição natural de florestas, cerrado e campo cerrado, sem manejo e com interação com demais elementos. Por outro lado, a expansão dos plantios homogêneos de cana-de-açúcar e eucaliptais, deve ser planejada com ações

mitigadoras, respeitando a diversidade ambiental dos mosaicos agrícolas e prevendo estudos comparativos em áreas de plantios extensos impactantes.

O aprimoramento das políticas públicas ambientais no que se refere ao licenciamento de plantio homogêneo, planejamento regional e incentivo fiscal para áreas preservadas, deve considerar os resultados de estudos de fauna realizados em agroecossistemas. No entanto, são necessários estudos mais aprofundados para avaliar a adaptação específica tanto em nível individual (ecológico comportamental) quanto populacional (evolutivo) e esclarecer a dinâmica das populações em declínio e com extinções locais, principalmente nos fragmentos de floresta nativa. Os fragmentos de floresta estacional semidecidual inseridos na paisagem agrícola, que é resultante do processo histórico de desmatamento na região de estudo, conseguem manter populações remanescentes ou estáveis, ainda que isoladas, e devem, portanto, ser objeto de programas de conservação e de estudos que relacionem a diversidade da avifauna atual a estruturas históricas da paisagem.

O planejamento da paisagem e, portanto, do arranjo das parcelas do mosaico agrícola, deve propiciar uma maior diversidade da paisagem, inserindo fragmentos de floresta nativa interconectados por Áreas de Preservação Permanente (APPs). As plantações homogêneas (eucaliptal e canavial) devem constituir parcelas menos extensas e homogêneas, sendo passíveis de licenciamento que inclua planejamento no arranjo dos talhões e quadras de plantio e reflorestamentos com espécies nativas, priorizando as APPs, encostas de morros e interconexão de manchas de vegetação nativa e reflorestamentos planejados com fragmentos de vegetação nativa mais bem preservados.

REFERÊNCIAS

ALEIXO, A. **Estrutura e organização de comunidades de aves em áreas de Mata Atlântica primitiva e explorada por corte seletivo**. Campinas, 1997. 78 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J.M.E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia.** Curitiba, v.12, n.3, p.493-511, Nov. 1995.

AMERICAN ORNITHOLOGISTS´ UNION. **Check list of american birds.** 7th ed New York: AOU Press,1998, 829 p.

BELTON, W. **Aves do Rio Grande do Sul:** distribuição e Biologia. São Leopoldo: Editora Unisinos, 1994. 584 p.

BLONDEL, J.; FERRY, C.; PROCHOT, B. La méthode des indices ponctuales d'abondance (I.P.A.) ou des releves d'avifaune par "stations d'écoute". **Alauda,** Montpelier, v.38, p.55-71, Juin. 1970.

BRASIL. Lei 4771 de 1965, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 set. 1965. Seção 1, p. 6-8.

BROOKS, T.; BALMFORD, A., Atlantic forest extinctions. **Nature**, London, v. 380, p.115-132, 1996.

BURGER, J.; GOCHFELD, M.; NILES, L.T. Ecotourism and birds in coastal New Jersey: contrasting responses of birds, tourism and managers. **Environmetal Conservation,** Lausanne, v. 22, p. 56-65, 1995.

CÂMARA, I.G. **Plano de ação para a Mata Atlântica**. São Paulo: Ipsis Gráfica e Editora, 1990. 153 p.

CARBONARI, M.P. **Estudo da avifauna de vegetação natural e implantada no município de Rio Claro, São Paulo**. Rio Claro, 1990. 193 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, 1990.

CLARKE, K. R.; GORLEY, D R. N. **Primer version 5 :** primer-E, Plymouth, 2001. 1 CD-ROM

COLWELL, R.K. **EstimateS version 7.0**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. New York. 2004. 1 CD-ROM

COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London**, London, v. 345, p.101-118, Feb. 1994.

DONATELLI, R.J.; VIEIRA DA COSTA, T.V.; FERREIRA, C.D. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata da Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 21, n. 1, p.97-114, Mar. 2004.

DUPOUEY, J.L.; DAMBRINE, E.; LAFFITE, J.D.; MORAES, C. Irreversible impact of past land use forest soils and biodiversity. **Ecology,** Broklyn, v. 83, p. 2978-2984, Nov. 2002.

EVANS, M.; HASTINGS, N.; PEACOCK, B. **Statistical Distributions**. 3rd ed. New York: John Wiley. 1993. 220 p.

FAHRIG, L.; GREZ, A.A. Population spatial structure: human-caused landscape changes and species survival. **Revista Chilena de História Natural**, Valparaiso, v. 69, p. 5-13, 1996.

FAHRIG, L.; MERRIAN, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 8, p. 50-59, Mar. 1994.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics**: the ecology of landscapes regions. New York: Cambridge University Press, 1995. 632 p.

GARCIA, L.B.R. **Ocupação e desenvolvimento econômico da Bacia do Corumbataí - séculos XVIII a XX:** Atlas ambiental da Bacia do rio Corumbataí. Disponível em: www.rc.unesp.br/igce/ceapla.. Acesso em: 12 nov. 2005.

HARRISON, S.; BRUNA, E. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? **Ecography,** Sales, v.22, p.225-232, 1999.

HOFFMANN, J.; GREEF, J.M. Mosaic indicators-theoretical approach for the development of indicators for species diversity in agricultural landscapes. **Agriculture Ecosystem and Environment,** Amsterdan**,** v. 98, p.387-394, Sept. 2003.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: EDUSP, 1981. 91 p.

INSTITUTO DO AÇÚCAR E DO ÁLCOOL. **Programa Nacional de Melhoramento da cana-de-açúcar**. Brasília: Divisão de Difusão de Tecnologia. 1986. 56 p.

JEANNERET, P.H.; SCHÜPBACH, B.; LUKA, H., Quantifying the impact of landscape and habitat features on biodiversity in cultivated landscapes. **Agriculture Ecosystem and Environment**, Amsterdan, v. 98, p. 311-320, Sept. 2003.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, São Paulo, v.18, n.1, p.135-150, Fev. 1993.

LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. **Ecology**, Broklyn, v. 85, p. 1840-1845, Mar. 2004.

MAGALHÃES, J.C. **As aves da Fazenda Barreiro Rico**. São Paulo: Editora Plêiade, 1992. 215p.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton Univeristy Press, 1988. 179 p.

MINITAB INC. **Minitab statistical software:** release 14.1 for windows**.** Sales, 2003. 1 CD ROM

MITTERMEIER, R.A.; MYERS, N.; THOMSEN, J.B.; DA FONSECA, G.A.B.; OLIVIERI, S. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness áreas: approaches to setting conservation priorities. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 12, p. 516-520, June. 1998.

MOREIRA, F.; BEJA, P.; MORGADO, R.; REINO, L.; GORDINHO, L.; DELGADO, A.; BORRALHO,R. Effects of field management and landscape context on grassland wintering birds in Southern Portugal. **Agriculture Ecosystem and Environment,** Amsterdan, v.109, p. 59-74, Aug. 2005.

NATIONAL AUDUBON SOCIETY. **The 104th Christmas Bird Count**. New York, 2004. 124p.

PACHECO, J.F.; GONZAGA, L.P. Tiranídeos do estado do Rio de Janeiro provenientes de regiões austrais da América do Sul. **Nótulas Faunísticas**, Buenos Aires, v. 63, p.1-4, 1994.

POZZA, D.D.; PIRES, J.S.R. Bird communities in two fragments of semideciduous forest in rural São Paulo State. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, p. 307-319, May. 2003

PROJETO CORUMBATAÍ. **Plano Diretor**: Conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal da bacia do rio Corumbataí. Relatório Técnico do IPEF, Piracicaba, 2001. 301p.

RIBON, R.; SIMON, J.E.; MATTOS, G.T. Bird extinctions in Atlantic Forest Fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. **Conservation Biology**, Cambridge, v. 17, n. 6, p.1827-1839, Dec. 2003.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios de entorno. **Circular técnica IPEF**, Piracicaba, v.189, p.1-18, Ago. 1999.

SALATI, E. **Análise ambiental sintética e qualidade de água do rio Corumbataí (SP) como subsídio para o planejamento regional integrado da bacia de drenagem do rio Corumbataí**. 1996. 198 p. Tese (Doutorado em Planejamento Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1996.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Mata Atlântica:** ciência , conservação e políticas. São Paulo: 1996. 26 p.

SCHUBART, O.; AGUIRRE, A.C.; SICK, H. Contribuição para o conhecimento da alimentação das aves brasileiras. **Arquivos de Zoologia,** Rio de Janeiro, v. 12, p. 95-249, 1965.

SCOTT, J.M.; RALPH, C.J. Estimating birds: Introduction. In: RALPH,C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds:** studies in avian biology. Kansas: Allen Press, 1981. chap. 1, p. 1-2.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira: u**ma Introdução**.** Brasília: Editora Universidade de Brasilia, 1985. 827 p.

SILVA, W.R. Bases para o diagnóstico e monitoramento da biodiversidade de aves do Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. (Org.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo**: síntese do conhecimento ao final do século XX. Vertebrados. São Paulo, 1998, cap. 6, p. 39-50.

SOKAL, R.R.; HOLF, J.F. **Biometry**. 3rd ed. New York: Freeman. 1995. 814 p.

SPSS INC. **SPSS for windows** : release 11.5, data accsses technology. Chicago, 2001. 1 CD-ROM

STATSOFT INC. **Statistica:** data analysis software system, version 6. New York, 2001. 1 CD-ROM

STOTZ, D.E.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER, T.A.; MOSKOVITS, D.K. **Neotropical birds**: ecology and conservation. Chicago: University of Chicago Press, 1996. 700 p.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP. Piracicaba.** 2001. 144 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 62, p.114-129, Dez. 2002.

VERHULST, J.; BÁLDI, A.; KLEIJN, D. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. **Agriculture, Ecosystems and Environment,** Amsterdan, v. 104, p.465-473, Dec. 2004.

VERNER, J. Measuring responses of avian communities to habitat manipulation. In RALPH, C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds**: studies in avian biology**.** Kansas: Allen Press, 1981. chap. 10 ,p. 543-547.

WIENS, J.A.; STENSETH, N.C.; VAN HORNE, B.; IMS, R.A. Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos,** Kopenhavn, v. 65, p. 369-380, Nov. 1993.

WILLIS, E.O. The composition of avian communities in remanescent woodlot in Southern Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v.33, p.1-25, Jul. 1979.

WILLIS, E.O. Land-birds migrants in São Paulo, Southeastern Brazil. In:CONGRESSUS INTERNATIONALIS ORNITHOLOGIC, 19., 1988, Otawa, **Acta**. Otawa: University Otawa Press, 1988. Abstract 29.

WILLIS, E.O. Birds of an eucaliptus woodlot in interior São Paulo. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v.63, n.1, p.141-158, Apr. 2003.

ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. 5th ed. Englewood Cliffs: Ed. Prentice Hall, 1999. 718 p.

Resumo

Influência da paisagem e do habitat na diversidade beta de aves em agroecossistemas da região centro-leste do Estado de São Paulo, Brasil

A Floresta Atlântica foi drasticamente reduzida na região sudeste do Brasil. Em seu lugar, agroecossitemas formados por elementos agrícolas e pequenos fragmentos de floresta nativa tornaram-se comuns. Embora estudos anteriores tenham revelado padrões distintos de distribuição e abundância em escala local, os impactos da mudança da paisagem na comunidade de aves é ainda obscuro, considerando a paisagem numa abordagem multi-escalar. Este é o principal objetivo deste estudo. A bacia do rio Passa-Cinco (entre as latitudes 22º05`e 22º30`S e as longitudes 47º30`e 47º50`W) pode ser considerada um modelo de paisagem agrícola para a região centro-leste do estado de São Paulo, por apresentar fragmentos de floresta nativa relativamente bem preservados e os principais elementos agrícolas do estado. As aves foram amostradas pelo método de ponto fixo de setembro de 2003 a janeiro de 2005, em 16 sítios de estudo, sendo quatro sítios de cada um dos principais elementos da paisagem presentes na área: fragmentos de floresta nativa, plantações de *Eucalyptus* e cana-de-açúcar e pastagens exóticas. Foram medidas 11 variáveis de habitat em escala local em novembro de 2004 e 13 variáveis espaciais num tampão de 1000m ao redor de cada sítio de estudo, a partir de base de dados de 2001. O papel de cada variável na variação total foi determinado por Análise Fatorial. A diversidade de aves foi relacionada com o tipo de habitat que é determinado pela complexidade da vegetação numa escala local, enquanto que a abundância de indivíduos foi relacionada com a estrutura da paisagem (área nuclear, uniformidade e justaposição) numa escala mais ampla. Estes resultados enfatizam a importância de habitats mais estruturados como os fragmentos de floresta nativa na conservação de comunidades de aves em agroecossistemas.

Palavras-chave: Comunidade de aves; Agroecossistemas; Paisagem; Habitat; São Paulo

Abstract

Landscape and habitat influence on birds beta diversity in an agroecosystem of central-eastern region of the state of São Paulo, Brazil

Atlantic forest has been dramatically reduced in southeastern Brazil. In its place, agroecosystems formed by agricultural elements and small remaining forest fragments are now widespread. Although previous studies revealed distinct patterns of distribution and abundance at local scale, the impacts of landscape change on bird communities is still unclear considering the landscape on a multi-scale approach. This was the main goal of this study. Passa-Cinco river basin (between latitudes 22º05' and 22º30'S, and longitudes 47º30' and 47º50'W) can be considered as a model of agricultural landscape for the central-eastern region of the state of São Paulo for presenting relative well preserved native forest fragments and the main agricultural elements of the state. We surveyed birds in 16 study sites (four of each landscape element below) by point counts from September 2003 to January 2005 and compared species richness and abundance by nested-ANOVA in relation to the main landscape elements present in the area: native forest fragments, *Eucalyptus* and sugar cane plantations, and exotic pastures. We measured 11 field variables at local scale in November 2004 and 13 spatial variables from a buffered area of 1,000m around each study site from a 2001 database. The role of each variable in the total variation was determined by Factor Analysis. Bird diversity was related to habitat type determined by the vegetation complexity at local scale, whereas abundance of individuals was related to the landscape structure (core area, evenness and juxtaposition) on a broader scale. These results stress the relevance of well structured habitats such as native forest fragments on the conservation of bird communities in agroecosystems.

Keywords: Bird community; Agroecosystem; Landscape; Multi-scale habitat analysis; São Paulo

3 Influência da paisagem e do habitat na diversidade beta de aves em agroecossistemas da região centro-leste do Estado de São Paulo, Brasil

3.1 Introdução

O processo de subdivisão de habitats contínuos em fragmentos ocorre naturalmente em muitos ecossistemas. No entanto a causa mais importante e de maior impacto espaço-temporal é a fragmentação de habitats causada pela expansão das atividades humanas e intensificação do uso do solo (BURGES; SHARPE, 1981). A agricultura, no seu sentido mais amplo, incluindo as produções animal e florestal, é ainda uma das atividades humanas que mais afetam a ecologia da paisagem e, conseqüentemente, a biodiversidade.

A transformação de um ecossistema qualquer em um "agroecossistema" (CAMINO; MÜLLER, 1993), implica em modificações de diversas magnitudes nos diferentes subsistemas (geomórfico, hídrico, edáfico e biológico), resultando numa paisagem com fisionomia marcada por um aspecto de mosaico, com fragmentos de vegetação original e manchas de novos habitats circundantes, muitos deles implantados e outros semi-naturais (ALTIERI, 1987), apresentando variação na área, número, disposição e arranjo das parcelas, entre outras características locais e regionais (ANGHINONI, 1997). A florística dos fragmentos de vegetação original também sofre alterações, que são finalmente acrescidas de alterações na fauna. A perda da vegetação nativa, redução do tamanho dos fragmentos e aumento do isolamento contribui para o declínio da diversidade biológica dentro do que restou do habitat original (WILCOX, 1980; WILCOX; MURPHY, 1985) e podem aumentar as taxas de extinção, levando a uma diminuição da diversidade alfa (diversidade de habitats individuais) nos remanescentes (WILCOX; MURPHY, 1985) e um aumento na diversidade beta entre os fragmentos (HARRISON, 1991 e 1992; LOREAU et al., 2001). A diversidade beta é a escala de estudo mais amplamente utilizada e, sem dúvida, o termo é freqüentemente aplicado a qualquer investigação que estuda o grau de diferença da composição de espécies de amostras, habitats ou comunidades (SOUTHWOOD, 1978). Tomada com medidas de diversidade de habitat, a diversidade beta pode ser usada para representar a diversidade total da área (ROUTLEDGE, 1977).

Em agroecossistemas do Estado de São Paulo, na região sudeste do Brasil, a paisagem é marcada por um elevado grau de fragmentação, com extensas áreas de pastagens e um forte uso agrícola, principalmente com a silvicultura e o cultivo extensivo de cana-de-açúcar (OLIVEIRA,

2001). Isto foi causado pelo desenvolvimento de técnicas agrícolas e, conseqüentemente, pelo uso de terras normalmente impróprias para cultivo (como por exemplo, alagados, áreas com solo infértil, e/ou inadequadas topograficamente etc.) resultando em um número reduzido de fragmentos remanescentes de floresta nativa, inseridos num mosaico de componentes agrícolas, apresentando algum grau de isolamento e outras alterações antropogênicas (RODRIGUES, 1999).

O Estado de São Paulo abriga cerca de 700 espécies de aves, o que representa aproximadamente 45% das espécies que ocorrem no Brasil (SILVA, 1998). Quase um quarto da avifauna paulista ocorre também em ambientes profundamente modificados pelo homem, como áreas de uso agropecuário, reflorestamentos, represamentos ou mesmo nas áreas urbanas (SILVA, 1998). Dessa forma, seu estudo pode auxiliar a esclarecer importantes questões relacionadas com as alterações ambientais em agroecossistemas, podendo ser usadas como bio-indicadores (VERNER, 1981).

A fragmentação da vegetação natural tem sido uma das principais ameaças à biodiversidade de aves em diferentes escalas (NOSS; CSUTI, 1994; SHAFER, 1990; TERBORGH, 1992) e estudos desenvolvidos em fragmentos florestais no Estado de São Paulo (ALEIXO; VIELLIARD, 1995; DONATELLI; VIEIRA DA COSTA; FERREIRA, 2004; POZZA; PIRES, 2003; WILLIS, 1979) indicam que a área, grau de isolamento e estado de conservação são características importantes na previsão de riqueza e abundância de espécies de aves. Pesquisas realizadas na Mata Atlântica (BROWN Jr.; BROWN, 1992) mostraram que muitas espécies podem sobreviver, por um razoável período de tempo, em áreas fragmentadas e perturbadas. Resultados semelhantes foram obtidos por Dowsett-Lemaire (1983), que descreve situações em que espécies de aves persistem por numerosas gerações, mesmo com populações muito pequenas.

Estudos de metapopulação, persistência de espécies regionalmente dependentes de colonização e extinção de subpopulações (BROTONS; HERRANO; MARTIN, 2004; HANSKI, 1999; LEVINS, 1969), têm revelado o impacto da configuração da paisagem na diversidade local e na estrutura da comunidade de aves em ambientes fragmentados. Embora a qualidade do habitat seja um fator determinante da presença de uma espécie num dado sítio (DUELLI, 1997), a diversidade dentro de um fragmento também depende da estrutura da paisagem circundante (ALDERMAN, 2005). Estes conhecidos “efeitos de matriz” foram demonstrados por vários

autores (e.g. DAUBER et al., 2003; DUNFORD; FREEMARK, 2005; JONSEN; FAHRIG, 1997; MILLER; BROOKS; CROONQUIST, 1997), considerando diferentes escalas de análise. A qualidade do habitat depende de duas séries distintas de variáveis associadas com características internas do fragmento e características da matriz (FORMAN; GORDON, 1986).

Considerando que a riqueza e abundância de aves estão relacionadas não somente com a estrutura da vegetação (DUELLI, 1997; HOWE, 1984), mas também com a composição da paisagem (MCGARIGAL; MCCOMB, 1995; MILLER; BROOKS; CROONQUIST, 1997; WHITCOMB et al., 1981), a avaliação conjunta das variáveis deve considerar diferentes escalas de análise, uma vez que os processos ecológicos são controlados por parâmetros que operam em escalas locais, regionais e globais (CLEARY et al., 2005; DAUBER et al., 2003). As características da paisagem são variáveis explanatórias importantes para comunidades de animais, porque elas definem o arranjo e as interações do ecossistema (FORMAN; GORDON, 1986; FORMAN, 1995).

O presente estudo foi desenvolvido na bacia do rio Passa-Cinco, na região centro-leste do Estado de São Paulo, onde o desenvolvimento humano foi tão grande que muitos processos antropogênicos podem ser replicados em escalas espaço-temporais reduzidas o suficiente para serem facilmente modelados e em número suficiente para permitir amostragem estatística e teste de hipóteses. Neste caso, a bacia hidrográfica constituiu uma unidade de estudo adequada para o delineamento amostral, que considerou a bacia como modelo, tomando réplicas dos ambientes mais representativos do agroecossistema característico da região. Também foram mensuradas uma série de características da vegetação e da paisagem em escalas local e regional, compreendidas ao redor dos sítios de estudo e nos limites da bacia, com o objetivo de verificar a relação das variáveis da paisagem e estrutura da vegetação com a riqueza e abundância da avifauna.

3.2 Desenvolvimento

3.2.1 Material e Métodos

3.2.1.1 Área de estudo e sítios amostrais

A unidade de estudo foi a bacia do rio Passa-Cinco (entre as latitudes 22º05´e 22º30´S e as longitudes 47º30´e 47º50´W), localizada na região centro-leste do Estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). Esta bacia compreende uma superfície total de aproximadamente 52757ha e é a maior

sub-bacia, em área, da bacia do rio Corumbataí, um dos cinco mais importantes tributários do rio Piracicaba. A bacia do rio Corumbataí era originalmente coberta por floresta estacional Semidecidual e manchas de cerrado (KOFFLER, 1993). Atualmente, fragmentos de floresta secundária continuam dominados por espécies arbóreas como *Trichilia catigua*, *T. lagoensis*, *Copaifera langsdorfii*, *Bastardiopsis densiflora*, *Diatenopterix sorbifolia*, *Chorisia speciosa*, *Peltophorum dubium*, *Cariniana legalis* e *Casearia gossypiosperma* entre as espécies emergentes, além de epífitas menos abundantes, principalmente das famílias Cactaceae e Bromeliaceae (MANTOVANI; CATHARINO; BORGES, 1986). Embora a grande maioria dos fragmentos remanescentes de floresta estacional semidecidual na bacia do rio Passa-Cinco esteja localizada nas encostas e topos de morros, raramente em ravina e mais raramente ainda em planície, muitos dos fragmentos de vegetação secundária atuais parecem possuir entre 20 e 70 anos, conforme comentários de proprietários que possuem fazendas antigas na região. Atualmente a vegetação prístina é extremamente rara em toda a bacia, podendo ocorrer somente em áreas com altíssima declividade.

O clima da região é subtropical, com inverno seco e verão chuvoso, e a temperatura média do mês mais quente maior que 22ºC (Cwa na classificação de Köppen). A precipitação varia de 30% (março a setembro) a 70% (outubro a fevereiro) da precipitação anual, e a média anual é de 1.422,3mm (ZAVANTI; CANO, 1993 para série de 1962 a 1990). O relevo da bacia é representado por dois tipos de modalidades: morrotes alongados e espigões e colinas médias e amplas (IPT, 1981), e é na sub-bacia do rio Passa-Cinco onde se encontra grande parte das áreas muito íngremes. Os solos predominantes (90%) são dos grupos Podzólico Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho-Amarelo, Litólicos e Areias Quartsozas (PROJETO CORUMBATAÍ, 2001).

A bacia do rio Passa-Cinco apresenta a maior cobertura de vegetação nativa (floresta estacional semidecidual com 15,67% e cerrado com 0,74% de sua área) e o maior número de fragmentos maiores do que 85 ha (predominantemente em áreas de elevada declividade) das sub-bacias que compõem a bacia do rio Corumbataí. No entanto, pode-se considerar que a matriz desta sub-bacia é caracteristicamente agrícola (51,72% pastagem e 14,13 % canavial) com somente 10,75% de florestas plantadas de eucalipto (VALENTE, 2001, 2002) (Figura 1).

Os sítios de estudo compreenderam elementos representativos do agroecossistema da região: floresta estacional semidecidual, floresta implantada de eucalipto, pastagem implantada e canavial.

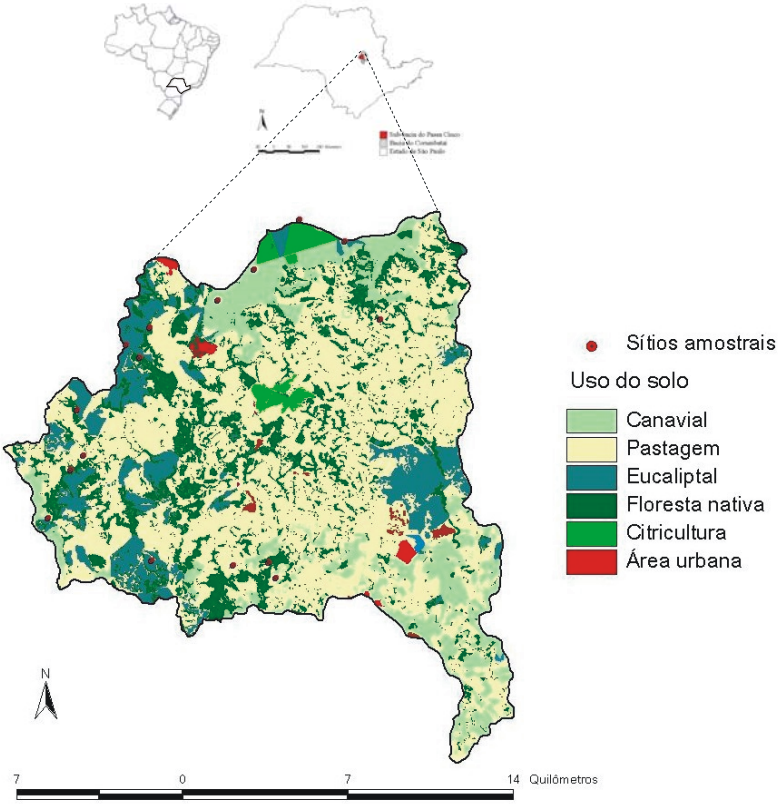


Figura 1 - Localização da Bacia do rio Passa-Cinco e mapa de uso do solo (VALENTE, 2001)

3.2.1.2 Delineamento experimental

Foram escolhidas quatro réplicas ou sítios de cada ambiente representativo do agroecossistema, agrupadas em função dos quatro maiores fragmentos de floresta estacional semidecidual com menor relação entre área e perímetro, considerando também a distância média entre os fragmentos florestais e os outros ambientes a serem amostrados. Desta forma a bacia foi dividida em quatro regiões, ou blocos microgeográficos, que contêm os quatro tipos de ambiente mais freqüentes, obtendo-se assim quatro réplicas aninhadas (*sensu* ZAR, 1999) de cada um deles (Figura 2), com um total de 16 sítios de estudo.

A distância média entre um sítio e o sítio vizinho mais próximo foi de 19136m ± 12819m (1035 m a 50500 m). A área média dos sítios foi de 156,6ha ± 86,81ha (147,7 ha a 313,8 ha) e a relação área/perímetro variando de 0,6 a 2,7.

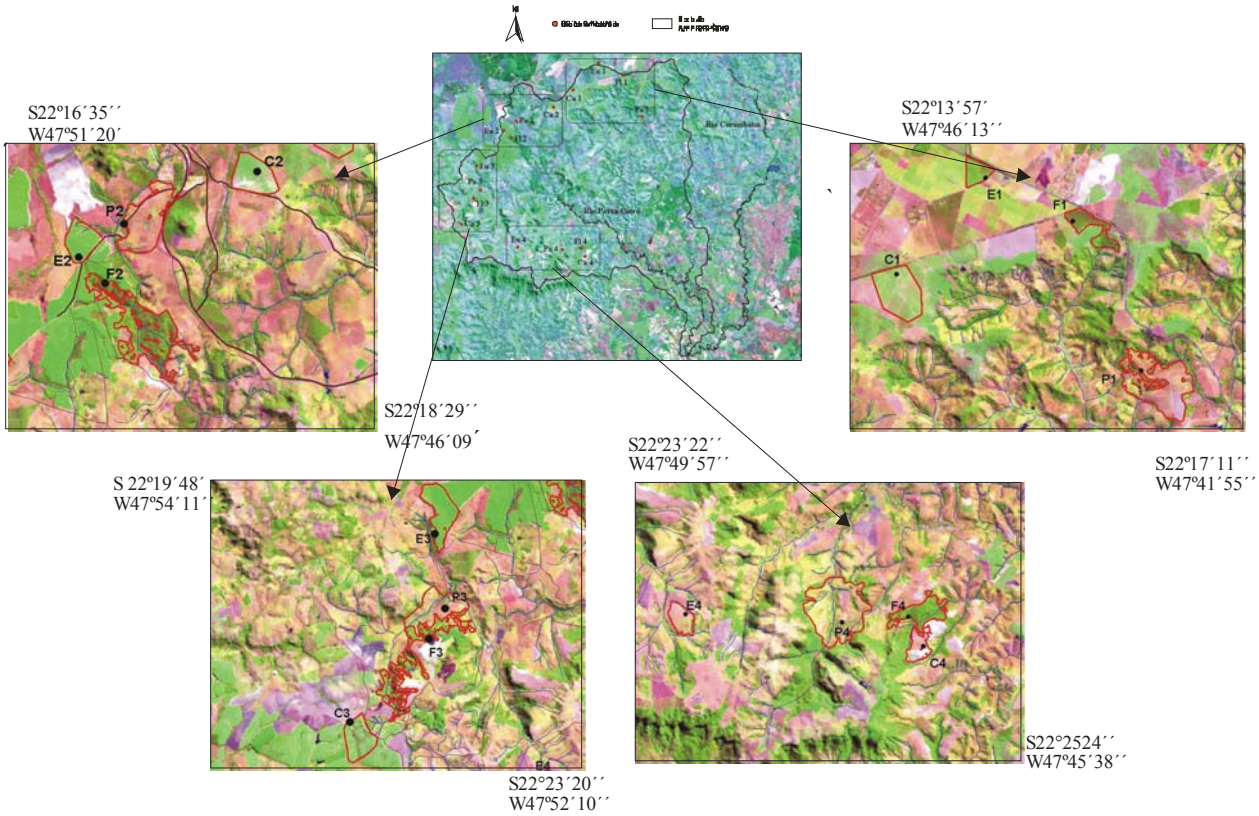


Figura 2 - Localização e polígonos dos sítios amostrais na bacia do rio Passa-Cinco e nas regiões microgeográficas (imagem LANDSAT-5 de 1999). Os números associados aos ambientes indicam a região considerada, como por exemplo F1= fragmento de mata nativa da região 1, E1= eucaliptal da região 1, P1= pastagem da região 1 e C1= canavial da região 1

3.2.1.3 Coleta de dados

a) Descritores da avifauna

Para caracterização da riqueza e abundância de aves nos ambientes representativos do agroecossistema, foram realizadas 11 campanhas em cada sítio de estudo (44 amostras em cada ambiente) totalizando 176 campanhas no período entre agosto de 2003 a janeiro de 2005, com seis campanhas na estação chuvosa (outubro a março) e cinco campanhas na estação seca (abril a setembro).

Para o levantamento quantitativo foi utilizado o método de Ponto Fixo (BLONDEL; FERRY; PROCHOT, 1970), em que todas as detecções com uma distância ilimitada são consideradas, anotando-se todas as espécies vistas ou ouvidas, independentemente da distância.

No caso de limite do ambiente estudado, foram registradas somente as espécies incluídas no sítio que estava sendo amostrado.

As trilhas para demarcação dos pontos de amostragem foram abertas nas áreas nucleares de cada ambiente (com distância mínima de 200m da borda) e o número de pontos foi definido em função da menor área de fragmento de floresta nativa de cada réplica. Dessa forma, foram amostrados cinco pontos em cada ambiente, distantes entre si pelo menos 200m, com permanência de 10 minutos em cada ponto, durante o período da manhã. O ponto inicial e, portanto, o sentido da amostragem, foi aleatorizado para cada dia de amostragem. Os levantamentos quantitativos sempre se iniciaram 30 minutos depois do nascer do sol. Aves sobrevoando os sítios de estudo, mas não pousadas ou forrageando, não foram incluídas nos registros.

Um gravador digital DAT e um microfone direcional foram utilizados para registrar todas as vocalizações em cada ponto de amostragem. Para o registro dos contatos visuais foi utilizado um binóculo 8x30.

Os dados quantitativos expressam a freqüência de uso de uma espécie em um determinado ambiente e são assumidos os valores absolutos de registros para comparação entre ambientes, uma vez que o número de campanhas foi o mesmo em todos os sítios.

b) Descritores de vegetação e estado de conservação

A estrutura da vegetação foi amostrada em escala local (sítios) em novembro de 2004. Em todos os sítios de estudo foram delimitadas três parcelas para medidas quantitativas da vegetação: densidade, DAP (diâmetro à altura do peito), número de morfoespécies, número de troncos, porcentagem de arbóreas/arbustivas, porcentagem de dossel, porcentagem de solo exposto, porcentagem de lianas, porcentagem de bambus, altura da serrapilheira e inclinação do terreno.

Os sítios de estudo foram caracterizados quanto aos seguintes fatores: área, relação área/perímetro, forma, características topográficas, recursos hídricos, áreas limítrofes, elementos de sub-bosque (gramíneas, bambus, palmeiras, bromélias, samambaias etc.), densidade relativa de elementos arbóreos, estradas, povoados, cidades (e distância do sítio), perturbações (trilhas, invasão de gado, clareiras, cercas, lenha, lixo, retirada seletiva de madeira, fogo acidental e intencional e caça furtiva), presença de animais domésticos (cães, gatos, porcos, gado, galinhas, patos, gansos etc.) e de animais exóticos (javalis, búfalos, lebre européia etc.).

As variáveis categóricas foram utilizadas para descrição dos ambientes amostrados e as variáveis quantitativas nas análises integradas multi-escalares.

Descritores de paisagem

A matriz de variáveis da paisagem foi derivada de mapas digitais (VALENTE, 2001, 2003) e SIG com uso dos programas ARCVIEW 3.2 (ESRI, 2001) e FRAGSTATS 3.3 (MCGARIGAL; MARKS, 2005). Para a caracterização da paisagem, foram delimitados tampões de 500m a 4000m ao redor dos sítios de estudo, com verificação do porcentual de diferentes usos do solo em cada tampão e comparação entre tampões e os dados encontrados para a bacia hidrográfica (VALENTE, 2001) de forma a assegurar que a área amostrada fosse representativa do agroecossistema da unidade de estudo. Para o estudo multi-escala foram calculadas as métricas da paisagem para os tampões de 500m, 1000m, 1500m e 2000m, a partir dos polígonos dos sítios amostrais (Figura 3) e escolhido o tampão de 1000m para compor a matriz de variáveis que caracterizam os ambientes, considerando as réplicas do delineamento amostral, a menor distância entre os sítios e os resultados preliminares do estudo multi-escala.

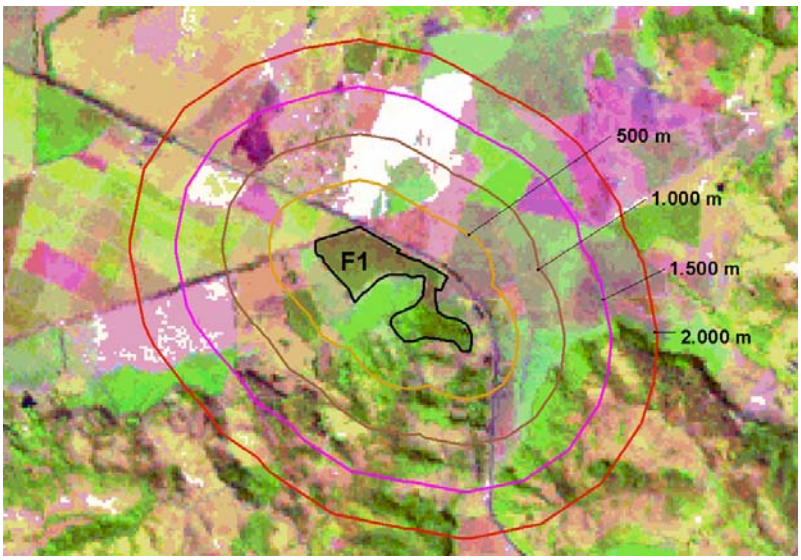


Figura 3 - Tampões de 500m, 1000m, 1500m e 2000m a partir do polígono do sítio amostral denominado F1 (Fragmento de Floresta Nativa do bloco microgeográfico 1)

A estrutura da paisagem foi quantificada por 13 métricas da paisagem, calculadas a partir do polígono de cada sítio no tampão de 1000m. Essas métricas foram agrupadas em cinco categorias: métricas de área, que quantificam a composição da paisagem (área total = soma das áreas de todas as classes da paisagem, número total de manchas na paisagem, densidade de manchas = número de manchas a cada 100ha da paisagem, índice de maior mancha = porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento e índice de forma > ou = 1, sem limite); métricas de área nuclear, que podem ser consideradas como medidas mais fortes de qualidade de habitat do que a área dos fragmentos (área nuclear total = soma das áreas centrais utilizando borda de 200m); métricas de forma, que podem ser consideradas como medida global da complexidade (MCGARIGAL; MARKS, 2005) e são responsáveis pela configuração da paisagem (índice de contigüidade = 0 para classes compostas por um único fragmento de 1 pixel e índice de forma > ou = a 1, quanto mais perto de 1 a forma se aproxima de um quadrado); métricas de contágio e justaposição, que quantificam a configuração da paisagem (índice de justaposição = 0 a 100, quanto mais próximo de 100 mais a paisagem se assemelha a um tabuleiro de xadrez) e métricas de diversidade e uniformidade da paisagem (índice de diversidade e de uniformidade de Shannon e de Simpson).

3.2.1.4 Análise dos dados

Para conservar toda a informação dos indicadores observados, definiu-se riqueza de espécies como sendo composta pelo número de espécies (diversidade alfa) de cada sítio de estudo e pelo número de espécies total de todas as réplicas espaciais (diversidade gama). A medida de toda diversidade em uma área (diversidade beta), segundo Whittaker (1960, 1972) e Magurran (1988), foi calculada pela fórmula:

$$\beta = S / \alpha - 1$$

Onde S = número total de espécies registradas num sistema (i.e. diversidade gama) e α = diversidade média da amostra, onde cada amostra é de um tamanho padrão e diversidade é medida como a riqueza de espécies. $\alpha = N.(1-x)/x$, em que a determinação do valor numérico de x (0,99944) que corresponde ao valor S/N (xo = 0,0042) é obtida por iterações até atingir erro desprezível (próximo de zero). Foi utilizado para isso o método numérico de Newton. Quanto menor o número de espécies compartilhadas por diferentes comunidades ou por localidades de um gradiente, mais alta será a diversidade beta (MAGURRAN, 1988; WHITTAKER, 1960).

O índice de diversidade de Shannon (H´) foi calculado como informação adicional da diversidade de cada sítio e para os diferentes ambientes:

$$H' = - \sum pi \ln pi$$

Sendo que pi = ni/N é a proporção de indivíduos encontrados na espécie i (Magurran, 1988).

O número absoluto de indivíduos registrados para cada espécie foi considerado como índice de abundância relativa, uma vez que o protocolo de amostragem e o número de amostras foram o mesmo para todos os sítios.

A estrutura da vegetação foi caracterizada pela média das parcelas de cada sítio, a partir das medidas de 14 variáveis do habitat numa escala local.

Para escolha do tampão, a partir do qual as métricas comporiam a matriz de variáveis da paisagem em escala local (de cada sítio) e em escala regional (o conjunto das réplicas dos elementos representativos do agroecossistema) para análises integradas, foram realizados testes estatísticos comparando o percentual de uso do solo nos diferentes tampões e na bacia como um todo (Teste de Friedman) e comparando índices de paisagem em todos os tampões e na bacia (Teste de Friedman e ANOVA). Para a escolha da escala de análise (tampão considerado) mais adequada para a avaliação da relação do padrão espacial e dos processos ecológicos, optou-se por um estudo multi-escala, no qual essas relações são analisadas em várias escalas, de forma a detectar em qual delas as relações são biologicamente mais significativas (METZGER, 2003). Foram utilizadas as métricas do tampão de 1000m (considerando a diferença entre percentual de uso do solo nos diferentes tampões, a matriz de distância entre sítios e resultados preliminares da análise multi-escala) para o método de Análise de Componentes Principais e Análise Fatorial. Para verificar a correlação entre descritores de avifauna, vegetação e paisagem foram utilizadas a matrizes de correlação e de significância das correlações entre variáveis.

A influência do ambiente na avifauna foi testada usando-se descritores, introduzidos como variáveis explanatórias na Análise Fatorial (MANLY, 1994; JOHNSON; WICHERN, 1998). O primeiro agrupamento de variáveis define o ambiente ou habitat e o segundo, a paisagem ao redor dos habitats. Para identificar as principais variáveis da vegetação e da paisagem que estão relacionadas com a abundância e diversidade de espécies de aves, foi utilizada a Análise de Componentes Principais como método para estimativa na Análise Fatorial,

que implica na determinação do número de componentes ou fatores bem como suas contribuições para explicar a maior parte da variabilidade dos dados. Essa contribuição foi medida através do autovalor (*eigenvalue*) e do critério da parcimônia. De outra forma, com a seleção prévia de variáveis da paisagem e o sumário das informações bióticas num único índice de diversidade, o procedimento resultaria em substancial perda de informação. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa SPSS 11.5 (SPSS INC., 2001).

3.2.2 Resultados

a) Descrição da avifauna

Como resultado do esforço total de 176 amostras, foram registrados 3.679 indivíduos pertencentes a 224 espécies (44 famílias e 181 gêneros), sendo 89 espécies não passeriformes (39%) e 138 espécies pertencentes à ordem Passeriformes (68 suboscines e 70 oscines) (61%). A riqueza de espécies (diversidade α), a diversidade β (medida da diferença entre amostras e habitats em termos de variedade e abundância de espécies) (MAGURRAN, 1998), diversidade γ (número total de espécies considerando todas as réplicas espaciais), o índice de diversidade de Shannon (H´) e número de indivíduos (índice de abundância) estão apresentados na Tabela 1. Os fragmentos de floresta nativa apresentaram 72% (164) do total de espécies registradas no agroecossistema, o eucaliptal 46% (104), a pastagem 49% (112) e o canavial 23% (52) (Tabela 1).

As florestas nativas apresentaram uma composição de aves mais complexa, com um maior número de espécies exclusivas que os outros ambientes do agroecossistema (Tabela 1), além de um número considerável de espécies que fazem uso freqüente destes ambientes ou que apresentam populações residentes (25 espécies detectadas em mais de 50% dos dias de amostragem). As pastagens também apresentaram uma população residente representativa (23 espécies) quando comparadas com os outros ambientes (sete espécies nos eucaliptais e quatro espécies nos canaviais).

Tabela 1 - Descritores da avifauna: número de espécies, número de indivíduos, espécies exclusivas, índice de diversidade de Shannon, alfa, gama e beta diversidades

réplicas	F1	F2	F3	F4	Ft	E1	E2	E3	E4	Et	P1	P2	P3	P4	Pt	C1	C2	C3	C4	Ct
n de espécies (diversidade α e **γ**)	64	95	94	72	**164**	57	39	43	55	**104**	36	58	58	72	**112**	26	22	23	26	**52**
n de indivíduos	204	318	280	248	**1050**	177	113	116	156	**562**	184	474	365	328	**1351**	119	137	115	345	**716**
spp exclusivas	17	17	19	7	**57**	16	9	7	17	**6**	4	11	10	22	**14**	7	4	6	5	**2**
Shannon (H´)	3,7	4,2	4,3	4,0	**4,5**	3,6	3,1	3,5	3,5	**4,2**	3,1	3,7	3,6	3,7	**4,1**	2,9	2,3	2,8	2,2	**2,9**
diversidade β	1,0	1,1	0,9	1,1	**2,1**	1,0	0,9	0,7	0,8	**1,8**	1,7	2,3	2,0	1,5	**2,9**	1,5	2,0	1,7	3,0	**3,1**

A maioria das espécies é residente (66,5%) que, somadas às espécies vagantes, que aparecem ocasionalmente em vários ambientes do mosaico, representaram 91% do total de espécies. Os migrantes de verão (7,3%) e os migrantes de inverno (1,6%) representaram uma pequena parcela das espécies registradas na área.

A diversidade α (riqueza de espécies) e diversidade β, calculadas para cada sítio amostral (Tabela 1) apresentaram diferenças significativas (ANOVA aninhada $F = 10,36$; $gl = 15$; $p < 0,001$; $F = 10,00$, $gl = 15$, $p = 0,001$, respectivamente). Os fragmentos de floresta nativa apresentaram significativamente maior riqueza ($p < 0,001$) de espécies enquanto que os canaviais e os eucaliptais apresentaram significativamente menor riqueza ($p = 0,001$ e $p = 0,003$, respectivamente). Por outro lado os canaviais apresentaram uma diversidade beta significativamente maior ($p = 0,004$).

A Análise de Variância detectou diferenças significativas em relação ao índice de diversidade de Shannon para os ambientes ($F = 19,68$, $gl = 15$, $p < 0,001$). O teste *post hoc* de Tukey HSD mostrou diferenças de médias dos postos ($\alpha = 0,05$) entre canavial e demais ambientes ($p < 0,001$ floresta nativa, $p = 0,004$ eucaliptal e $p = 0,002$ pastagem) e floresta e pastagem em relação ao canavial ($p < 0,001$ e $p = 0,004$). As florestas nativas e pastagens são os ambientes com maior índice de diversidade enquanto que os canaviais são os ambientes menos diversos.

b) Descrição da vegetação

Os sítios amostrais de floresta estacional semidecidual, constituem ambientes estruturalmente mais complexos com três a quatro estratos de vegetação, com quatro a 23 morfoespécies no estrato arbóreo e 14 a 40 morfoespécies no estrato arbustivo. Bromélias, lianas,

bambus e palmeiras presentes em 50% a 100% dos sítios, contribuem para a complexidade estrutural. A altura média do estrato arbustivo foi de seis a 20m e a altura da serrapilheira variou entre cinco e 12cm. Os fragmentos estudados não possuem áreas nucleares preservadas, o que configura uma vegetação secundária heterogênea, com elementos de outros ambientes encontrados no seu interior e nas áreas periféricas (pequenos pastos abandonados, gramíneas, capoeiras, alagados, áreas de deposição de sedimentos etc.), resultado de ação antrópica intensa. A forma alongada dos fragmentos de floresta nativa característicos da região, dispostos ao longo de rios e córregos em faixas marginais (muitas vezes em largura menor do que a prevista na legislação – Lei 4771 de 1965), pode ser detectada através das variáveis de relação área/perímetro e área central (BRASIL, 1965) (Anexo D).

As áreas de floresta implantada de eucalipto eram compostas principalmente por *Eucalyptus grandis*, com três a dez anos de plantio e altura entre 10 a 18 m, caracterizando-se por ser uma floresta homogênea com manejo de sub-bosque freqüente, com exceção de um dos sítios, cujo sub-bosque permaneceu com características de cerrado. Bromélias, palmeiras e lianas são encontradas em 25%, 75% e 50% dos sítios respectivamente. A altura da serrapilheira variou de 4 a 7cm e o número de morfoespécies arbóreas de cinco a 12 e arbustivas de seis a 14. O manejo do sub-bosque dos eucaliptais, menos impactante do que o manejo de corte utiliza substâncias químicas em plantios industriais com possíveis efeitos diretos na vegetação e na fauna de invertebrados.

O manejo dos canaviais (queima, corte e uso de herbicidas) (INST. AÇÚCAR E ÁLCOOL, 1986), provoca mudanças periódicas no único estrato do ambiente, que é composto de uma a cinco morfoespécies, sendo o percentual de solo exposto acima de 50% na fase de cana cortada e baixa.

As pastagens, embora constituam a matriz deste agroecossistema, apresentam uma fisionomia variada, conforme o manejo e a região onde estejam localizadas. Muitas delas possuem fortes características de cerrado e áreas contíguas com plantações diversas, matas ciliares e alagados. Apresentam de três a seis morfoespécies herbáceo-arbustivas, com árvores esparsas com aproximadamente cinco metros de altura.

Todos os sítios de estudo localizam-se em condições topográficas (620m a 980m de altitude) e de pressão antrópica similares (presença de perturbações externas, estradas de terra, trilhas, clareiras, animais domésticos, animais exóticos e cercas), a uma distância média de áreas

urbanizadas de 4594 m ± 2476,75m (1450 a 9150m), e com rodovias próximas a 81,3% dos sítios. Os rios estão presentes em todos os sítios de estudo, com os de maior volume (3ª e 4ª ordens) somente nos fragmentos de floresta nativa.

c) Descrição da Paisagem

O percentual de diferentes usos do solo nas escalas consideradas (tampões de 500 m a 4000 m e da bacia como um todo) apresentou uma tendência decrescente nos canaviais e eucaliptais, crescente nas pastagens e constante nas florestas nativas, com o aumento de área, porém estes não diferiram significativamente, quando se considerou o percentual de uso do solo das diferentes classes (teste de Friedman N = 4, df = 10, $\chi^2 = 3{,}273$ e p = 0,974).

Quando comparadas as métricas da paisagem que refletem o arranjo dos ambientes amostrados (índice de maior mancha, índice de contigüidade máxima, índice de forma máxima, índice de justaposição) nos tampões dos sítios e na bacia, observou-se que não houve diferença significativa (Teste de Friedman: índice de maior mancha, N = 4, df = 2, $\chi^2 = 2$ e p = 0,157; índice de contigüidade máxima, N = 4, df = 2, $\chi^2 = 1{,}273$ e p = 0,167; índice de forma máxima N = 4, df = 2, $\chi^2 = 2$ e p = 0,157; e índice de justaposição N = 4, df = 2, $\chi^2 = 2$ e p = 0,157).

Esses resultados corroboram a escolha dos sítios amostrais como representativos da bacia do rio Passa-Cinco e indicam a característica da paisagem desse agroecossistema, com elementos dispostos em mosaico, com padrões semelhantes no arranjo, conexão, forma e justaposição em todas as áreas da bacia. Embora as amostragens tenham se restringido à região da bacia com maior concentração aparente de fragmentos de floresta nativa, essa região pode ser considerada representativa da bacia como um todo, com todos os elementos dispostos em percentuais que se mantêm estatísticamente similares.

As variáveis descritoras da paisagem (métricas) por sítio amostral estão relacionadas no anexo D.

d) Análise integrada das variáveis

Os resultados da Análise Fatorial, que integrou todas as variáveis amostradas, estão apresentados na Figura 6. A estrutura dimensional dessa análise compreendeu cinco fatores, que explicaram cerca de 80% da variância total (Figura 4). O método de estimativa utilizado para calcular o número de fatores e a matriz de cargas L foi o de Análise de Componentes Principais (PCA), que implica na determinação do número de componentes ou fatores bem como suas

contribuições, que explicam a maior parte da variabilidade dos dados. Essa contribuição foi medida através do autovalor (*eigenvalue*) e do critério da parcimônia (Figura 5).

As variáveis com comunalidades (métrica que mede a parcela de variância de cada variável que é explicada pelos n fatores) abaixo de 0,5 foram extraídas uma a uma de forma decrescente em cada fator, com cálculo recursivo das comunalidades (após a retirada das variáveis com comunalidades abaixo de 0,5, a análise é refeita e as comunalidades recalculadas, até que não reste nenhuma variável com comunalidade menor do que 0,5) restantes em cada interação.

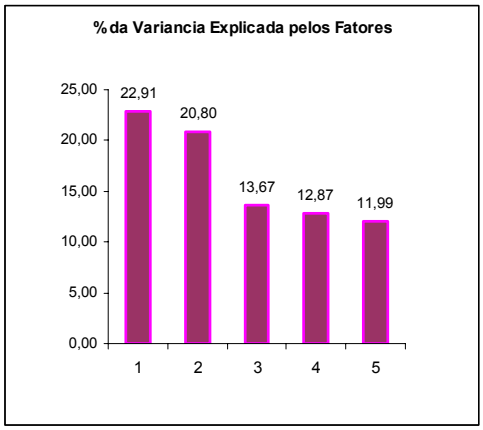


Figura 4 - Gráfico de percentual de explicação da variância em cada fator

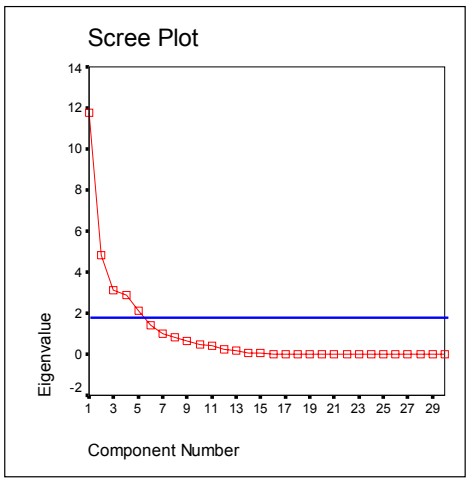


Figura 5 - Gráfico de curva íngreme ou *Scree Plot* com número ótimo de cinco fatores utilizando a parcimônia como critério (abaixo da linha azul nota-se que cada inclusão de um novo fator implica em menores contribuições para explicação da variância)

Variavel	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5
SHANNON índice de Shannon aves	0,84	0,18	0,28	0,33	0,02
%_DOSSEL	0,81	0,16	0,23	-0,46	0,05
DAP	0,80	0,04	-0,16	-0,28	0,15
Nº_ESTRAT	0,80	0,28	0,36	0,02	-0,02
SPP exclusivas entre sítios	0,80	0,02	0,09	0,35	-0,04
Nº_ESP nº espécies aves	0,78	0,30	0,39	0,36	0,05
Nº_TRONCO	0,65	0,20	0,30	-0,15	-0,29
MORFSPA morfoespécies arbóreas	0,64	0,45	0,14	-0,09	-0,21
MORFSPH morfespécies herbáceas	0,62	0,30	0,42	-0,07	-0,08
SERRAPIL serrapilheira	0,55	0,33	0,30	-0,48	0,13
IFP Índice de forma da paisagem	0,08	0,93	0,14	0,08	0,23
ACT área central total	-0,31	-0,89	-0,10	-0,15	0,04
IFMAX índice forma max	-0,05	0,82	0,21	0,31	0,14
IMM índice de maior mancha	-0,38	-0,79	-0,08	0,10	0,05
REL_A/P área/perímetro	-0,25	-0,73	-0,52	0,24	0,09
SIMPSON_índice de div de Simpson paisagem	0,44	0,72	0,14	-0,01	-0,24
DM Densidade de Manchas	0,23	0,66	0,07	-0,04	0,59
FORMA forma manchas	0,23	0,33	0,82	0,24	0,25
REL_ARBH % arb/herb	0,16	0,05	0,81	-0,22	-0,40
PERIMETR perímetro	0,22	0,26	0,78	0,36	0,30
UNIP Uniformidade paisagem	-0,05	-0,34	-0,03	-0,86	0,10
AREA área	0,06	0,00	0,33	0,78	0,32
AREA_CEN área central	-0,17	-0,48	-0,43	0,67	0,14
N_INDIV nº de indivíduos aves	0,08	0,51	0,02	0,60	0,01
IJ índice de justaposição	0,46	0,38	-0,10	-0,51	0,15
CONTIGMI indice contiguidade min	-0,15	-0,36	-0,01	0,11	-0,82
IFMIN índice forma min	-0,12	0,23	-0,15	0,07	-0,81
AT Área Total	-0,26	0,05	0,10	0,15	0,74

Método de Extração: Análise de Componentes Principais.
Método de Rotação: Varimax com normalização pelo método de Kaiser
Rotação convertida em 7 interações.

Figura 6 - Estrutura Fatorial – determinação do agrupamento de variáveis da avifauna (escala local), da vegetação (escala local) e da paisagem (tampões de 1000m)

Observando os resultados desta análise, constata-se que o Fator 1 possui como variáveis de maior peso, os indicadores de índice de diversidade, riqueza e número de espécies exclusivas de aves e variáveis da estrutura da vegetação (porcentagem de dossel, DAP, número de estratos, morfoespécies e troncos e altura da serrapilheira), explicando 22,9 % da variância total (Figura 4), em que as variáveis de riqueza e diversidade de aves são positivamente relacionadas com variáveis da estrutura da vegetação (Figura 6). Tal situação indica a importância da estrutura do ambiente para a riqueza da avifauna, sendo a complexidade do ambiente um indicador da riqueza e diversidade da avifauna, quando se consideram os ambientes amostrados neste estudo (floresta nativa, eucaliptal, pastagem e canavial).

A diversidade da paisagem foi agrupada no Fator 2 (índices de forma, área e densidade de manchas), explicando 20,8% da variância total (Figura 4), onde os índices de diversidade da paisagem, de forma e densidade de manchas estão relacionados positivamente entre si e negativamente à área nuclear total, índice de maior mancha e a relação área/perímetro (Figura 6).

Os Fatores 3 e 5, embora expliquem respectivamente 13,7% e 12% da variância total (Figura 4), dão sustentação aos demais, não apresentando variáveis auxiliares para interpretação do agrupamento de forma satisfatória. Desta forma constatou-se somente que o Fator 3 relaciona positivamente variáveis de forma e perímetro e que o Fator 5 relaciona positivamente índices de contigüidade e de forma mínimo e negativamente área total (Figura 6).

O Fator 4 agrupou variáveis de abundância de aves com variáveis de área, uniformidade e arranjo das manchas do mosaico, explicando 12,9% da variância total (Figura 4), em que o número de indivíduos de aves está positivamente relacionado à área e área nuclear e negativamente relacionado com índice de justaposição entre os ambientes do mosaico e uniformidade da paisagem (Figura 6). Conclui-se que a área (e área nuclear) das manchas do mosaico é indicadora da abundância de aves numa escala de paisagem. Por outro lado quanto maior a uniformidade da paisagem e mais dispersos os ambientes do mosaico, menos abundante será a avifauna.

Analisando os resultados da matriz de correlação, nota-se que as variáveis agrupadas no Fator 1 da Análise Fatorial são significativamente correlacionadas com riqueza de espécies (índice de Shannon $p < 0,001$, porcentagem de dossel, $p = 0,016$; DAP, $p = 0,042$; número de estratos, $p = 0,000$, espécies exclusivas entre sítios, $p = 0,003$; número de troncos, $p < 0,001$; morfoespécies arbóreas, $p = 0,003$; morfoespécies arbustivas, $p = 0,008$; serrapilheira, $p = 0,005$),

além de variáveis do Fator 2 (relação área/perímetro, p = 0,04; índice de maior mancha, p = 0,034) e do Fator 3 (forma, p = 0,003 e porcentagem de lianas, p = 0,008). As variáveis agrupadas com abundância de indivíduos no Fator 4 e que estão correlacionadas significativamente foram uniformidade da paisagem (p = 0,045) e área (p = 0,014).

3.2.3 Discussão

Os resultados indicam que parâmetros do habitat e da paisagem podem ser preditores úteis para riqueza e abundância da avifauna em agroecossistemas. Se por um lado a diversidade de aves é influenciada pelo tipo de habitat, o que em parte é o resultado do grau de complexidade da estrutura da vegetação numa escala local, por outro lado a área (área e área nuclear) e a paisagem circundante (uniformidade da paisagem e extensão de agregação ou dispersão dos fragmentos da paisagem) possuem uma influência significativa na abundância de espécies, mesmo em ambientes mais complexos estruturalmente, numa escala mais ampla.

Os descritores de avifauna relacionados aos ambientes do mosaico agrícola, refletem diferenças na estrutura da vegetação, que são evidenciadas nos resultados do modelo de correlação desenvolvido para a comunidade de aves. Este modelo revelou que variáveis locais de habitat (tipo de habitat), que afetam o sítio diretamente, são mais importantes para a diversidade de espécies de aves do que variáveis relacionadas com a paisagem. A diversidade ou complexidade da vegetação é indicadora da riqueza e diversidade da avifauna, quando se consideram os ambientes amostrados neste estudo (floresta nativa, eucaliptal, pastagem e canavial). Ambientes mais complexos estruturalmente, suportam uma riqueza maior de espécies, onde as variáveis mais úteis para medição da complexidade estrutural estão relacionadas principalmente com presença de estrato arbóreo (porcentagem de dossel, número de estratos e de troncos caídos, número de morfoespécies arbóreas e medida do diâmetro à altura do peito - DAP), além de diversidade do estrato herbáceo e altura da serrapilheira. Esses resultados evidenciam a importância dos fragmentos de floresta nativa na manutenção da diversidade em agroecossistemas, além da presença de elementos arbóreos e herbáceos em paisagens abertas ou de plantio homogêneo.

Por outro lado, as variáveis da paisagem nas proximidades dos sítios são variáveis explanatórias de menor peso para a riqueza de espécies, embora variáveis relacionadas com área/perímetro, forma e porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento (índice de

maior mancha) estejam correlacionadas significativamente com riqueza da avifauna. Uma abordagem na escala de paisagem pode indicar preditores úteis para o manejo da riqueza de espécies, relacionados principalmente com a largura de fragmentos de floresta nativa, comumente localizados nas margens de rios e, portanto, com forma alongada, além da relação perímetro/área maior do que as áreas de vegetação implantada em paisagens agrícolas (talhões de eucaliptos, plantios extensos de cana-de-açúcar e a matriz de pastagens).

Notadamente, as paisagens agrícolas também apresentam efeitos positivos consistentes na abundância de aves, principalmente relacionados com área total e área nuclear dos sítios. A abundância de aves nos diferentes elementos do mosaico reflete padrões que podem estar relacionados com a variação na disponibilidade de alimento dentro das manchas e entre manchas, com a movimentação de aves no contexto da paisagem e a interação entre parcelas do mosaico agrícola. É possível que manchas grandes e uniformes promovam um aumento de oportunidades de forrageamento para aves de agroecossistemas, permitindo então densidades locais mais altas. Além disso, a porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento (métrica de área relacionada com a riqueza de aves), indica o aumento da abundância e, conseqüentemente, da riqueza de espécies em grandes manchas. Esses resultados são congruentes com observações realizadas em ambientes agrícolas de estudos multi-escala (MOREIRA et al., 2005; SÖDERSTRÖM; PÄRT, 2000), que indicam os efeitos positivos de paisagens agrícolas na abundância de aves residentes (tanto de granívoras como de insetívoras), mas não detectam efeitos nos visitantes de inverno.

Existe um grupo de espécies de aves natural e dependente de uso de paisagens agrícolas, no entanto a diversidade em habitats individuais (diversidade α) é menor do que a diversidade do conjunto de habitats (diversidade γ) e quanto menor o número de espécies compartilhadas por diferentes comunidades ou por localidades de um gradiente, mais alta a diversidade β. (MAGURRAN, 1988). Dessa forma, a maior diversidade alfa e gama e a baixa diversidade beta, indicam uma comunidade de aves residente, mais estável e com maior número de espécies exclusivas em ambientes estruturalmente mais complexos (fragmentos de floresta nativa). Os fragmentos de floresta nativa constituem refúgio para populações remanescentes ou metapopulações de aves dependentes desse habitat e uma possibilidade de refúgio para espécies de borda e espécies que utilizam diferencialmente parcelas manejadas do mosaico. Espécies de cerrado encontram lugar adequado em pastagens com estabilidade de paisagem devido ao manejo

pouco impactante ou com mínima utilização, característicos da região. Os eucaliptais, por outro lado, embora com manejo de corte impactante a cada cinco anos, e manejo constante de sub-bosque, também são considerados refúgio, principalmente para espécies de copa que apresentam deslocamentos, mas apresentam espécies freqüentes e características desse habitat (β diversidade). A maior β diversidade encontrada nos canaviais, indica populações instáveis, dependentes da variação da paisagem, com movimentação e migração periódicas condicionadas à disponibilidade de recursos temporária.

Os estudos que relacionam padrões de riqueza e abundância de aves com padrões espaciais da paisagem em diferentes escalas de análise, fazem referência às diversidades alfa, beta ou gama, dependendo da escala (HUSTON, 1994; MOREIRA et al., 2005). Portanto, reduzir a biodiversidade da avifauna à riqueza de espécies a índices de diversidade exclusivos de cada ambiente de um mosaico agrícola, sem considerar a interação com variáveis ambientais e a variabilidade entre ambientes, pode conduzir a uma perda substancial de informações importantes para examinar o efeito de fatores ambientais na avifauna. No entanto, como agroecossistemas apresentam um grande número de variáveis de habitat e de paisagem, com respostas diferenciadas de comunidade de aves, é importante conhecer os descritores ou variáveis da paisagem que apresentam relação com variáveis da avifauna e definir o papel desses indicadores na manutenção da riqueza e abundância para estudos futuros direcionados às questões específicas de avifauna em agroecossistemas.

Implicações para conservação

Os resultados deste estudo mostram que os agroecossistemas são muito importantes para muitas espécies de aves, tanto em áreas de cultivo, pastagens e florestas implantas como de fragmentos de vegetação nativa, tanto para espécies residentes como espécies migratórias. Portanto, o manejo e a conservação desses ambientes devem ter como objetivo primário a melhoria das condições ambientais espécie-específicas.

Como a riqueza e diversidade da avifauna estão associadas à estrutura da vegetação e ambientes florestais naturais possuem uma maior complexidade estrutural, a incorporação de uma maior proporção de áreas naturais e semi-naturais é muito importante na manutenção da diversidade regional. Uma vez que as paisagens agrícolas apresentam uma grande quantidade de árvores remanescentes e cercas vivas que possuem um importante papel na conservação da

biodiversidade e na manutenção da integridade ecológica de paisagens agrícolas (HARVEY; HABER, 1999; HARVEY et al. 2005), o aumento da diversidade ou complexidade estrutural de ambientes abertos numa escala local, também pode contribuir para o aumento da riqueza de espécies tanto na escala local como na regional. Além disso, a manutenção de um mosaico de habitats naturais e semi-naturais apropriado às condições espaciais naturais e vários tipos de usos do solo em paisagens agrícolas, parece ser vantajoso para a diversidade biológica, não no sentido de maximizar o número de espécies, mas sim para sustentar a diversidade típica da paisagem e do local (HOFFMANN; GREEF, 2003).

Considerando ainda a grande mobilidade da avifauna que faz uso diferencial de manchas de vegetação natural e implantada e que é influenciada, subseqüentemente pelas condições locais do habitat e pela interação de ambientes em paisagens agrícolas; a adição de elementos ou manchas de habitats estruturalmente mais complexos em áreas abertas ou extensos plantios homogêneos, podem constituir corredores, recursos alimentares extras, local para pouso ou refúgio e têm, portanto, importantes contribuições para a riqueza de espécies (WOODHOUSE et al., 2005). As interações entre a matriz de pastagem e manchas remanescentes ou regeneradas de vegetação nativa (*sensu* FORMAN, 1995), e, particularmente, o movimento das espécies neste contexto (permeabilidade, conectividade e dimensão fractal) são muito importantes para a distribuição e diversidade de espécies em agroecossistemas. Além disso, a área, forma e proporção de áreas naturais e semi-naturais por unidade de área, são fatores pertinentes para predição e avaliação da biodiversidade na escala de paisagem.

Na região Sudeste do Brasil, onde a agricultura intensiva levou a um nível significativo de degradação ecológica, os esforços podem ser voltados para conservar paisagens agrícolas aumentando a biodiversidade com a implementação de programas, como a introdução de habitats naturais e semi-naturais em fazendas produtivas e plantios extensos de eucalipto e canavial. Considerando a tendência, observada na região, de aumento de florestas implantadas de eucalipto e cultivo de cana-de-açúcar em áreas extensas e contínuas, os subsídios previstos para essas atividades, bem como os licenciamentos, deveriam ser vinculados à adesão de regras específicas de planejamento regional e produção ecológica. Paralelamente, algumas medidas aplicadas diretamente no manejo de áreas agrícolas, com previsão de parcelas reservadas para compensação e conservação, além de áreas isentas de fertilização e agrotóxicos, e áreas para árvores frutíferas,

cercas vivas e bosques, deveriam ser inseridas nos condicionantes de subsídios governamentais, licenciamentos e planejamento regional.

Além disso, as variáveis que relacionam a forma e a área nuclear de manchas do mosaico com a riqueza de espécies podem ser muito úteis principalmente no planejamento de áreas de preservação, indicando o aumento da largura de corredores e faixas preservadas de vegetação ciliar para manutenção da biodiversidade. A conservação da vegetação ciliar nas faixas mínimas previstas na legislação (BRASIL, 1965 – Código Florestal) pode não ser suficiente para manutenção da diversidade regional. Nesse caso, o aumento da área nuclear dos fragmentos e, conseqüentemente, a diminuição da relação perímetro/área e o menor efeito de borda, podem promover maior diversidade local e regional. Fragmentos com área suficiente para garantir processos biológicos e ecológicos, e com menor grau de isolamento de fragmentos menores, além de condições adequadas de preservação, podem ser a base da estrutura florestal de uma paisagem e atuar como fonte de colonização.

3.3 Conclusões / Considerações finais

A bacia do rio Passa-Cinco á caracterizada por uma paisagem em mosaico, com elementos dispostos em padrões semelhantes quanto ao arranjo, conexão, forma e justaposição em todas as áreas de estudo e na bacia como um todo.

Este estudo indica que a diversidade de aves é influenciada principalmente pelo tipo de habitat, que em parte é o resultado do grau de complexidade da estrutura da vegetação (relacionado principalmente com presença do estrato arbóreo) numa escala local e que a área e a paisagem circundante (área nuclear, uniformidade da paisagem e extensão de agregação ou dispersão dos fragmentos da paisagem) apresentam uma influência na abundância de espécies de aves, mesmo em ambientes mais complexos estruturalmente, considerando a escala de paisagem. Essas variáveis podem ser usadas como indicadoras da riqueza e abundância de aves em agroecossistemas. Algumas variáveis da paisagem (índice de forma, área nuclear total, índice de maior mancha, relação perímetro/área dos fragmentos e densidade de manchas), também podem explicar padrões de riqueza e abundância de espécies de aves em agroecossistemas.

Os resultados deste trabalho são congruentes com a idéia de que a perda de habitat natural e grandes extensões de plantio homogêneo levam a uma diminuição da riqueza de espécies em ambientes agrícolas, uma vez que diminuem consideravelmente a complexidade da vegetação

dentro das manchas e entre manchas do mosaico. Sugerem ainda que a inserção de elementos naturais em agroecossistemas e aumento da área de ambientes estruturalmente mais complexos podem ter um efeito importante no aumento da abundância e riqueza da avifauna, realçando a importância dos fragmentos de floresta nativa secundária e o potencial de regeneração da vegetação em pastagens para a conservação de paisagens agrícolas e manutenção ou aumento da diversidade da avifauna.

Comparações com outros estudos indicam que a conservação da paisagem agrícola para sustentar a diversidade típica local, com ênfase nos habitats mais complexos estruturalmente, pode contribuir para promover um aumento da diversidade regional, portanto, deve-se priorizar ambientes com maior diversidade estrutural (florestas nativas), aumentando a área de florestas nativas e inserindo-as no arranjo das plantações homogêneas e na matriz de pastagem. Além disso, deve haver incentivo e estudos para otimizar áreas de pastagem, possibilitando reconstituição natural das florestas nativas, cerrados e campos cerrados, com manejo rotativo pouco impactante e interação com demais elementos, além de incentivar a inclusão de elementos arbóreos, cercas vivas e outros habitats não agrícolas.

É importante salientar, entretanto, que aplicabilidade dos preditores de distribuição e abundância de aves encontrados no mosaico agrícola estudado, pode estar restrita a paisagens onde a composição esteja proximamente relacionada com as condições ambientais, práticas de cultivo, arranjo das parcelas do mosaico e tipos de uso do solo da região. Fica evidente a necessidade de futuros estudos espécie-específicos para investigar a influência de variáveis da paisagem, visando a esclarecer as relações entre padrão espacial e processos ecológicos em agroecossistemas. A resposta da biodiversidade para as mudanças da paisagem e de habitat deve ser identificada por meio de estudos históricos multi-escala de diversos *taxa*.

As estratégias de conservação para sustentar a biodiversidade devem considerar que a riqueza de espécies e os processos ecológicos são controlados por fatores que atuam em diferentes escalas e utilizar variáveis indicadoras que possibilitem avaliar a relação entre padrões da paisagem e da vegetação com a riqueza e abundância de espécies.

REFERÊNCIAS

ALDERMAN, J.; MCCOLLIN, D.; HINSLEY, S.A.; BELLAMY, P.E.; PICTON, P.; CROCKETT, R. Modelling the effects of dispersal and landscape configuration on population distribution and viability in fragmented habitats. **Landscape Ecology**. Amsterdan, v. 20, n. 7, p. 857-870, Nov. 2005.

ALEIXO, A.; VIELLIARD, J.M.E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia.** Curitiba, v.12, n.3, p. 493-511, Nov. 1995.

ALTIERI, M.A. The significance of diversity in the maintenance of the sustainability of traditional agroecosystems, **Ileia Newsletter**, Boston, v. 3, n. 2, p. 3-7, Jan. 1987.

ANGHINONI, I. **Desenvolvimento de tecnologia para o estabelecimento e manejo de agroecossistemas de elevadas capacidades produtivas e de auto sustentação**. CNPq/ PRONEX Programas Especiais, 1997; projeto 060/97. Disponível em: www.cnpq.br/areas/pronex/resumos/agro/060_97.htm. Acesso em 12 nov. 2005

BLONDEL, J.; FERRY, C.; PROCHOT, B. La méthode des indices ponctuales d'abondance (I.P.A.) ou des releves d'avifaune par "stations d'écoute". **Alauda,** Dijon, v. 38, p. 55-71, Juin. 1970.

BRASIL. Lei 4771 de 1965, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 set. 1965. Seção 1, p. 6-8.

BROTON,L.; HERRANDO, S.; MARTIN, J.L. Bird assemblages in forest fragments within mediterranean mosaics created by wild fires. **Landscape Ecology**, Amsterdan, v.19, n. 6, p. 663-675, Aug. 2004.

BROWN , K.S.Junior; BROWN, G.G. Habitat alteration and species loss in brazilian forests. In: WHITMORE, T.C.; SAYER, J.A. (Ed.). **Tropical Deforestation and species extintion**. London: Chapman & Hall, 1992. chap. 3, p.119-147.

BURGES, R.; SHARPE, D. **Forest islands dynamics in man-dominated landscapes**. New York: Springer Verlag, 1981. 256 p.

CAMINO, R.; MÜLLER, S. Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales: bases para estabelecer indicadores. **Anales de la Universidad de San José**. San José. v.56, n.1, p. 121-134, 1993.

CLEARY, D.F.R.; GENNER, M.J.; BOYLE, T.J.B.; SETYAWATI, T.; ANGRAETI, C.D.; MENKEN, S.B.J. Association of bird species richness and community composition with local and landscape-scale environmental factors in Borneo. **Landscape Ecology**, Amsterdan, v. 20, n. 8, p . 989-1001, Dec. 2005.

DAUBER, J.; HIRSCH, M.; SIMMERING, D.; WALDHARDT, R.; OTEE, A.; WOLTERS, V. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. **Agriculture Ecosystem Environment,** Amsterdan, v. 98, p. 321-329, Sept. 2003.

DONATELLI, R.J.; VIEIRA DA COSTA, T.V.; FERREIRA, C.D. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata da Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 21, n. 1, p. 97-114, Mar. 2004.

DOWSETT-LEMAIRE, F. Ecological and territorial requirements of montane forests birds on the Nyika plateau in south central Africa. **Le Gerfaut**. Bruxelles, v. 73, p. 3345-3378, Acot. 1983.

DUELLI, P. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two differente scales. **Agriculture Ecosystem Environment,** Amsterdan, v. 62, p. 81-91, Apr. 1997.

DUNFORD, W.; FREEMARK, K. Matrix matters: effects of surrounding land uses on forest birds near Otawa, Canada. **Landscape Ecology**, Amsterdan, v. 20, n. 5, p. 497-511, July 2005

ESRI INC. Arcview: release 3.2. Redlands, 2001. 1 CR-ROM.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics**: the ecology of landscapes regions. New York: Cambridge University Press, 1995. 632 p.

FORMAN, R.T.T.; GORDON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley, 1986. 619 p.

HANSKI, I. **Metapopulation Ecology**: a comprehensive synthesis of population biology. Oxford: Oxford University Press, 1999. 272 p.

HARRISON, S. Local extintion in a metapopulation context: an empirical evaluation. **Biological Journal of the Linnean Society**, London, v. 42, p. 73-88, May. 1991.

HARRISON, S.; ROSS, S.J.; LAWTON, J.H. Beta diversity and geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology**, London, v.61, p.151-158, Apr. 1992.

HARVEY, C.A.; HABER, W.A. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rica pastures. **Agroforestry Systems,** Dordrecht, v. 44, p. 37-68, Mar. 1999.

HARVEY, C.A.; VILLANUEVA, C.; VILLACIS, J.; CHACON, M.; MUÑOZ, D.; LÓPEZ, M.; IBRAHIM,M.; GÓMEZ,R.; TAYLOR, R.; MARTINEZ, J.; NAVAS, A.; SAENZ, J.; SÁNCHEZ, D.; MEDINA, A.; VILCHEZ, S.; HERNÁNDEZ, B.; PEREZ, A.; RUIZ, F.; LÓPEZ, F.; LANG, I.; SINCLAIR, F.L. Contribution of live fences to ecological integrity of agricultural landscapes. **Agriculture Ecosystems and Environment**. Amsterdan, v. 3, p. 200-230, Dec. 2005.

HOFFMANN, J.; GREEF, J.M. Mosaic indicators-theoretical approach for the development of indicators for species diversity in agricultural landscapes. **Agriculture Ecosystem and Environment,** Amsterdan**,** v. 98, p. 387-394, Sept. 2003.

HUSTON, M.A. **Biological Diversity**: The coexistence of species on changing landscapes. Cambridge: Cambridge University Press, 1994. 708 p.

INSTITUTO DO AÇÚCAR E DO ÁLCOOL. **Programa Nacional de Melhoramento da cana-de-açúcar**. Brasília: Divisão de Difusão de Tecnologia. 1986. 56 p.

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: EDUSP, 1981. 91 p.

JOHNSON, R.A.; WICHERN, W. **Applied Multivariate Statistical Analysis**, 4th ed.. New Jersey: Prentice Hall, 1998. 642 p.

JONSEN, I.D.; FAHRIG, L. Response of generalista and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. **Landscape Ecology,** Amsterdan, v. 12, p. 185-197, June. 1997.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, São Paulo, v.18, n.1, p.135-150, Fev. 1993.

LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bulletin of Entomologic Society**, London, v.15, p. 237-240, Aug. 1969.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J.P.; HECTOR, A.; HOOPER, D.U.; HUSTON, M.A.; RAFAELLI, D.; SCHMID, B.; TILMAN, D.; WARDLE, D.A. Ecology, biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science,** Broklyn, v. 294, p. 804-808, Nov. 2001.

MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 179p.

MANLY, B.F.J. **Multivariate statistical methods**. London: Chapman & Hall, 1994. 215 p.

MANTOVANI, W.; CATHARINO, E.L.M.; BORGES, H.B.N. Composição florística e fitossociológica. In.: KAGEYAMA, P.Y. (Org.). **Estudo para implantação de matas ciliares de proteção na Bacia Hidrográfica do Passa-Cinco visando à utilização para abastecimento público**. Piracicaba: FEALQ, 1986. cap. 2, p.34-102.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **Fragstats:** spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351, 1995; Disponível em: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html. Acesso em: 12 jan. 2005.

MCGARIGAL, K.; MCCOMB, W.C. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast range. **Ecological Monographs**, Durhan, v. 65, n. 3, p. 235-260, Aug. 1995.

METZGER, J.P. Delineamento de experimentos numa perspectiva de ecologia da paisagem. In : CULLEN JR., L.; VALLADARES-PADUA, C.; RUDRAN, R. (Org.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, 2003, cap. 20, p. 539-553.

MILLER, J.N.; BROOKS, R.P.; CROONQUIST, M.J. Effects of landscape patterns on biotic communities. **Landscape Ecology**, Amsterdan, v. 12, p. 137-153, June.1997.

MOREIRA, F.; BEJA, P.; MORGADO, R.; REINO, L.; GORDINHO, L.; DELGADO, A.; BORRALHO,R. Effects of field management and landscape context on grassland wintering birds in Southern Portugal. **Agriculture Ecosystem and Environment,** Amsterdan, v. 109, p. 59-74, Aug. 2005.

NOSS, R.F.; CSUTI, R. Habitat fragmentation. In: MEFFE, G.K.; CARROLL, C.R. (Ed.). **Principles of Conservation Biology**, Sunderland: Sinauer Associates, 1994. chap. 2, p.237-264, 1994.

OLIVEIRA, A.U., Agricultura brasileira: Transformações recentes. In: ROSS, J.L.S. (Org.). **Geografia do Brasil**. 4 ed. São Paulo: EDUSP, 2001. cap. 6, p. 465-534.

POZZA, D.D.; PIRES, J.S.R. Bird communities in two fragments of semideciduous forest in rural São Paulo State. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, p. 307-319, May. 2003.

PROJETO CORUMBATAÍ. **Plano Diretor**: Conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal da bacia do rio Corumbataí. Relatório Técnico do IPEF, Piracicaba, 2001. 301p.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios de entorno. **Circular técnica IPEF**, Piracicaba, v.189, p.1-18, Ago. 1999.

ROUTLEDGE, R.D. On Whittaker`s components of diversity. **Ecology**, Broklyn, v. 58, p.1120-1127, Sept. 1977.

SHAFER, C.L. **Nature Reserves:** island theory and conservation practice. Washington: Smithsonian Institution Press, 1990. 189 p.

SILVA, W.R. Bases para o diagnóstico e monitoramento da biodiversidade de aves do Estado de São Paulo. In: CASTRO, R.M.C. (Org.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo**: síntese do conhecimento ao final do século XX. Vertebrados. São Paulo, 1998, cap. 6, p. 39-50.

SÖDERSTRÖM, B.; PÄRT, T. Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures. **Conservation Biology,** Cambridge, v. 14, p. 522-533, Apr. 2000.

SOUTHWOOD, T.R.E. **Ecological Methods**. London: Chapman and Hall, 1988. 235 p.

SPSS INC. **SPSS for windows** : release 11.5, data access technology. Chicago, 2001. 1 CD-ROM

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica**, Washington, v. 24, n. 2b, p. 283-292, Oct. 1992.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP. Piracicaba.** 2001. 144 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 62, p.114-129, Dez. 2002.

VERNER, J. Measuring responses of avian communities to habitat manipulation. In: RALPH, C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds:** studies in avian biology. Kansas: Allen Press, 1981. chap. 10, p. 543-547.

WHITCOMB, R.F.; HOBBINS, C.S.; LYNCH, J.F.; WHITCOMB, B.L.; KLIMKIEWICZ, M.K.; BYSTRAK, D. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In: BURGES, R.L.; SHARPE, D.M. (Ed.). **Forest island dynamics in man-dominated landscapes.** New York: Springer, 1981. chap. 3, p.125-205.

WHITTAKER, R.H. Vegetation of the Siskiyou Mountais, Oregon and California. **Ecological Monographs**, Durhan, v. 30, p. 279-338, May. 1960.

WHITTAKER, R.H. Evolution and measurements of species diversity. **Taxon**, Utrecht, v. 21, n. 2, p. 213-251. May. 1972.

WIENS, J.A.; STENSETH, N.C.; VAN HORNE, B.; IMS R.A., Ecological mechanisms and landscape ecology. **Oikos,** Kopenhavn, v. 66, p. 369-380, Nov. 1993.

WILCOX, B.A. Insular ecology and conservation. In: SOULÉ, M.E.; WILCOX, B.A. (Ed.). **Conservation biology an evolutionary-ecological perspective**. Sunderland: Sinauer Associates, 1980. chap. 2, p. 95-117.

WILCOX, B.A.; MURPHY, D.D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extintion. **American Naturalist**, Chicago, v. 125, p. 879-887, May. 1985.

WILLIS, E.O. The composition of avian communities in remanescent woodlot in Southern Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v.33, p.1-25, Jul. 1979.

WOODHOUSE, S.P.; GOOD, J.E.G.; LOVETT, A.A.; FULLER, R.J.; DOLMAN, P.M. Effects of land-use and agricultural management on birds of marginal farmland: a case study in the Llyn peninsula, Wales. **Agriculture Ecosystem and Environment,** Amsterdan, v. 107, p. 331-340, May. 2005**.**

ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. 5th ed. Englewood Cliffs: Ed. Prentice Hall, 1999. 718 p.

ZAVANTI, J.A.; CANO, H. Variações do ritmo pluvial na bacia do rio Corumbataí – SP. **Boletim de Geografia Teorética**, Rio Claro, v. 32, p. 215-240, Mar. 1993.

Resumo

Método de ponto fixo para amostragem de avifauna em agroecossistemas da região centro-leste do Estado de São Paulo, Brasil

O método de ponto fixo para amostragem de aves foi desenvolvido e extensivamente usado em habitats florestais. Embora o método já tenha sido utilizado anteriormente para habitats antrópicos, sua eficácia nunca foi testada nestas circunstâncias. Este é o principal objetivo do presente estudo. Amostramos aves de setembro de 2003 a janeiro de 2005, em 16 sítios de estudo dos seguintes tipos de habitat da bacia do rio Passa-Cinco (entre as latitudes 22º05`e 22º30`S e as longitudes 47º30`e 47º50`W): fragmentos de floresta nativa, plantações de *Eucalyptus* e cana-de-açúcar e pastagens exóticas. Comparamos a eficácia de quatro tipos distintos de registros (auditivo, visual, auditivo seguido de visual e visual seguido de auditivo) em realação aos habitats, usando Análise de Variância. Os registros auditivos e visuais foram proporcionais e compensatórios, considerando todos os ambientes amostrados. Entretanto, registros auditivos foram mais freqüentes nas florestas nativas enquanto que registros visuais foram mais freqüentes nas pastagens. Nas plantações de cana-de-açúcar não houve diferença em termos de riqueza de espécies e abundância de indivíduos para as diferentes fases de crescimento, de cana baixa até 2,5m de altura, embora ocorresse substituição de algumas espécies. Estes estudos sugerem que o método de contagem de pontos pode ser utilizado com eficácia para amostragem de aves em agroecossistemas.

Palavras-chave: Método de ponto-fixo; Detecção de aves; Agroecossistema.

Abstract

Point counts method for bird surveys in an agroecosystem of central-eastern region of the state of São Paulo, Brazil

Point counts method has been developed for – and extensively used in – forest habitats for bird surveys. Although the method has already been applied to anthropic habitats, its efficacy has never been tested in such circumstance. This is the main goal of this study. We surveyed birds in 16 study sites of the following kinds of habitats of Passa-Cinco river basin (between latitudes 22º05' and 22º30'S, and longitudes 47º30' and 47º50'W) from September 2003 to January 2005: native forest fragments, *Eucalyptus* and sugar cane plantations, and exotic pastures. We compared the efficacy of four distinct kinds of bird detection (auditory, visual, auditory followed by visual, and visual followed by auditory) in relation to the habitats above by ANOVA. Visual and auditory detection were proportional and compensatory considering all habitats surveyed. However, auditory detection was more frequent in the native forest whereas visual detection was more frequent in the pastures. In sugar cane plantations there was no difference in terms of bird species richness and individuals' abundance along the year while plants grow from close to the ground up to 2.5 m high. These results suggest that point counts can be efficaciously used for bird surveys in agroecosystems.

Keywords: Point counts; Bird detection; Agroecosystem

4 Método de ponto fixo para amostragem da avifauna em agroecossistemas da região centro-leste do Estado de São Paulo, Brasil

4.1 Introdução

Há muitos métodos usados atualmente para estimar número de aves e eles variam consideravelmente na sua precisão e acurácia (CASAGRANDE; BESSINGER, 1997; BIBBY; BURGESS; HILL, 1992; JONES; McLEISH; ROBERTSON, 2000; LACK, 1937; SCOTT; RALPH, 1981; VERNER, 1985). A escolha do método mais adequado aos objetivos do estudo, à escala de trabalho e, conseqüentemente, ao delineamento experimental, depende muitas vezes do grau de desenvolvimento dos métodos disponíveis (KARR, 1981; VERNER, 1985). Como as variações nos métodos, observadores, treinamento de observadores (ou falta de treinamento), espécies, habitats e outras variáveis ambientais afetam a acurácia e a precisão da contagem de aves, há necessidade de avaliação constante da metodologia de censo (SCOTT; RALPH, 1981; GRANHOLM, 1983; VERNER; RITTER, 1986).

Apesar de alguns métodos se mostrarem mais adequados a determinados ambientes do que outros (BIBBY; BURGESS; HILL, 1992; RALPH et al., 1995), grandes dificuldades aparecem na amostragem de agroecossistemas que apresentam paisagem em mosaico com diferentes usos de solo. A maioria dos pesquisadores e observadores de aves evita áreas agrícolas porque elas são afetadas por muitas variáveis que vão desde manejo, uso de pesticidas e herbicidas até alteração total de parcelas (OELKE, 1981), como a retirada de talhões de eucalipto e queimada e corte de cana-de-açúcar. Além disso, as paisagens agrícolas são distinguíveis por características distintas em escalas local e regional e apresentam uma variedade de padrões de estruturas verticais e horizontais, diferentes elementos vegetacionais, parcelas de tamanhos variados, muitas áreas de ecótono, efeito de borda acentuado, uso humano intenso, presença de animais domésticos, entre outros. O tipo de vegetação e as características do sítio geográfico influenciam a detectabilidade espécie-específica e afetam diferencialmente, portanto, a estimativa de densidade em cada parcela do mosaico (OELKE, 1981).

Dentre os métodos utilizados frequentemente em trabalhos de biologia e ecologia, o método de contagem de pontos (BLONDEL; FERRY; FRONCHOT, 1970; SZARO; JAKLE, 1985; RALPH, 1985; REYNOLDS; SCOTT; NUSSBAUN, 1980) é o mais empregado no mundo (RALPH; DROEGE; SAUER, 1995), porque apresenta vantagens marcantes sobre os outros: pode ser facilmente incorporado a estudos formalmente delineados, pode gerar dados

independentes para análises e apresenta alta eficiência (BIBBY; BURGESS; HILL, 1992). Além disso, estudos que envolveram a aplicação de diferentes métodos de censo em diferentes habitats, mostraram que a utilização do método de ponto resulta na detecção de um maior número de espécies e, como conseqüência, maiores valores de diversidade (EDWARDS; DORSEY; CRAWFORD,1981). O método de contagem de pontos é similar na concepção e na teoria às transecções, uma vez que pode ser considerado uma transecção de comprimento zero, conduzido numa velocidade zero (BIBBY; BURGESS; HILL, 1992). O observador permanece parado em pontos distribuídos na área de estudo, registrando todas as aves vistas e ouvidas durante um tempo determinado. Como o tempo de permanência no ponto é frequentemente maior do que o tempo de registro em transecções (aproximadamente de quatro a cinco minutos são gastos coletando dados em transecções, enquanto a permanência em cada ponto de amostragem é de 10 minutos ou mais), isto parece ter uma influência no número de espécies detectadas (EDWARDS; DORSEY; CRAWFORD,1981) e na detecção de espécies raras ou menos abundantes (Van Ripper III, 1981).

Apesar de ser muito utilizado em áreas florestadas, onde a dificuldade de deslocamento e de identificação das espécies é maior do que em vegetação aberta (VAN RIPPER III, 1981; VERNER, 1985; RALPH; DROEGE; SAUER, 1995), o método de pontos pode ser utilizado em habitats em mosaico, quando os determinantes de habitat na comunidade de aves é um dos objetivos de estudo (BIBBY; BURGESS; HILL, 1992; OELKE, 1981), uma vez que variáveis de habitat podem ser facilmente relacionadas com a ocorrência individual das espécies de aves (BIBBY; BURGESS; HILL, 1992). As réplicas nas diferentes parcelas do mosaico permitem a análise estatística dos dados coletados juntamente com as variáveis ambientais (VERHULST et al., 2004; WOODHOUSE et al., 2005). Por isso este método tem sido utilizado recentemente em paisagens agrícolas e estudos comparativos entre ambientes florestais e ambientes abertos (HARVEY et al., 2005; CÁDENAS et al., 2003; VERHULST; BÁLDI; KLEIJN, 2004; MCGARIGAL; MCCOMB, 1995; MOREIRA et al., 2005; WOODHOUSE et al., 2005).

A proposta deste trabalho é fazer uma avaliação do método de pontos utilizado em agroecossistema na região sudeste do Brasil, em um estudo delineado para avaliar a distribuição e abundância de aves em diferentes ambientes de um mosaico agrícola. Os registros auditivos e visuais, nos pontos amostrais, são comparados em todos os ambientes florestados e abertos. As

diferentes fases de manejo de ambientes submetidos a manejo periódico, como a cana-de-açúcar, são comparados em relação à riqueza e abundância de espécies.

4.2 Desenvolvimento

4.2.1 Material e métodos

4.2.1.1 Área de Estudo

A área escolhida para estudo foi a bacia do rio Passa-Cinco (entre as latitudes 22º05´e 22º30´S e as longitudes 47º30´ e 47º50´W) que compreende uma superfície total de aproximadamente 280 km² e é a maior sub-bacia em área da bacia do rio Corumbataí, um dos cinco mais importantes tributários do rio Piracicaba. A bacia está localizada na região centro-leste do estado de São Paulo, onde a paisagem tem se modificado em função do desenvolvimento humano, resultando num mosaico de componentes agriculturais, com fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, que apresentam algum grau de isolamento e outras alterações antropogênicas (RODRIGUES, 1999). A bacia do rio Passa-Cinco constitui um modelo adequado porque muitos processos antropogênicos podem ser replicados em escalas espaço-temporais reduzidas o suficiente para ser facilmente modelados e em número suficiente para permitir amostragem estatística e teste de hipóteses.

Os principais componentes da paisagem nesta bacia são: pastagens implantadas (51,72%), Floresta Estacional Semidecidual (15,6%), plantação de cana-de-açúcar (14,13%) e floresta implantada de *Eucalyptus* (10,75 %) (Valente, 2001).

a) Vegetação e caracterização dos sítios amostrais

Os sítios amostrais de Floresta Estacional Semidecidual, constituem ambientes estruturalmente mais complexos com três a quatro estratos de vegetação. Bromélias, lianas, bambus e palmeiras presentes em 50% a 100% dos sítios, contribuem para a complexidade estrutural. Os fragmentos estudados não possuem áreas nucleares preservadas, o que configura uma vegetação secundária heterogênea, com elementos de outros ambientes encontrados no interior e áreas periféricas (pequenos pastos abandonados, gramíneas, capoeiras, alagados, áreas de deposição de sedimentos etc.), resultado de ação antrópica intensa.

As áreas de floresta implantada de eucalipto são compostas principalmente por *Eucalyptus grandis*, com três a dez anos de plantio e altura entre 10m a 18 m, caracterizando-se

por floresta homogênea (dois estratos) com manejo de sub-bosque freqüente, com exceção de um dos sítios, cujo sub-bosque permaneceu com características de cerrado, e apresentou pelo menos três estratos de vegetação. Bromélias, palmeiras e lianas são encontradas em 25%, 75% e 50% dos sítios respectivamente. O manejo do sub-bosque dos eucaliptais, menos impactante do que o manejo de corte utiliza substâncias químicas em plantios industriais com possíveis efeitos diretos na vegetação e na fauna de invertebrados. As florestas de eucalipto estudadas apresentam continuidade em três das regiões selecionadas, o mesmo ocorrendo com os canaviais. Mesmo em extensões homogêneas podem-se observar encraves de vegetação ciliar, gramíneas, alagados etc., como o que ocorre nos fragmentos de mata nativa, porém em escalas diferentes.

O manejo dos canaviais (queima, corte e uso de herbicidas) (INST. AÇÚCAR E ÁLCOOL, 1986), provoca mudanças periódicas no único extrato do ambiente, sendo o percentual de solo exposto acima de 50% na fase de cana cortada e baixa.

As pastagens, embora constituam a matriz deste agroecossistema, apresentam uma fisionomia variada conforme o manejo e a região onde estejam localizadas. Muitas pastagens possuem fortes características de cerrado (com dois a três estratos de vegetação) e áreas contíguas com plantações diversas, mata ciliar e alagados. Apresentam árvores esparsas de 4m a 8m de altura.

Todos os sítios de estudo localizam-se em condições topográficas (620m a 980m de altitude) e de pressão antrópica similares (presença de perturbações externas, estradas de terra, trilhas, clareiras, animais domésticos, animais exóticos e cercas), a uma distância média de áreas urbanizadas de 4594m ± 2476,75m (1450m a 9150m) e com rodovias próximas a 81,3% dos sítios. Os rios estão presentes em todos os sítios de estudo, com os de maior volume (3ª e 4ª ordens) somente nos fragmentos de floresta nativa.

4.2.1.2 Delineamento experimental

Considerando a bacia do rio Passa-Cinco como modelo, foram selecionadas quatro réplicas dos quatro ambientes mais representativos do mosaico (floresta estacional semidecidual, floresta implantada de eucalipto, pastagem implantada e canavial) agrupadas em função dos quatro maiores fragmentos de floresta estacional semidecidual, com menor relação entre área e perímetro e distância média entre os fragmentos e os outros ambientes a serem amostrados. Desta forma, a bacia foi subdividida em quatro regiões ou blocos microgeográficos que contêm os

quatro tipos de ambiente mais freqüentes, obtendo-se assim quatro réplicas aninhadas (*sensu* Zar, 1999: pág.303) de cada um deles (Figura 3).

Foram realizadas 11 campanhas para censo da avifauna em cada sítio de estudo, totalizando 176 campanhas no período entre setembro de 2003 e janeiro de 2005, com seis campanhas na estação chuvosa (outubro a março) e cinco campanhas na estação seca (abril a setembro). No levantamento quantitativo da avifauna, foi utilizado o método de Ponto Fixo (BLONDEL et al., 1991), onde foram consideradas todas as detecções com uma distância ilimitada, anotando-se todas as espécies vistas ou ouvidas, independentemente da distância. No caso de limite do ambiente estudado, foram registradas somente as espécies incluídas no sítio que estava sendo amostrado. Como informação adicional das espécies foi registrado o tipo de contato inicial, com registro posterior de outro tipo de contato com o mesmo indivíduo. Desse modo, os registros foram incluídos em quatro categorias: auditivos (voc), visuais (vis), auditivo seguido de visual (voc/vis) e visual seguida de auditivo (vis/voc).

As trilhas para demarcação dos pontos de amostragem foram abertas nas áreas nucleares de cada ambiente (com distância mínima de 200m da borda) e o número de pontos foi definido em função da menor área de fragmento de floresta nativa de cada réplica. Dessa forma, foram amostrados cinco pontos em cada ambiente, distantes entre si pelo menos 200m, com permanência de 10 minutos em cada ponto, durante o período da manhã. O ponto inicial e, portanto o sentido da amostragem foram aleatorizados para cada dia de amostragem. Os levantamentos quantitativos sempre se iniciaram 30 minutos depois do nascer do sol. Aves sobrevoando os sítios de estudo, mas não pousadas ou forrageando, não foram incluídas nos registros.

Um gravador digital DAT e um microfone direcional foram utilizados para registrar todas as vocalizações em cada ponto de amostragem. Para o registro dos contatos visuais foi utilizado um binóculo 8x30.

Os dados quantitativos expressam a freqüência de uso de uma espécie em um determinado ambiente e são assumidos os valores absolutos de registros para comparação entre ambientes, uma vez que o número de campanhas foi o mesmo em todos os sítios.

4.2.1.3 Análise dos dados

A curva de acúmulo de espécies (curvas do coletor) foi ajustada com o estimador não-paramétrico Bootstrap, para o agroecossistema como um todo e foi utilizada para fazer inferência sobre o esforço de amostragem necessário para atingir a assíntota.

Para investigar se houve diferença entre a freqüência de registros auditivos e visuais em todos ambientes, foi utilizado o teste t de Student. O teste de Levene (EVANS, 1993) foi utilizado para determinar a homogeneidade de variância para registros de visualização e vocalização das 44 amostras referentes às campanhas de cada sítio, premissa requerida para Análise de Variância. Para testar se o fator ambiente é importante e implica em diferenças entre registros auditivos e visuais, foi utilizada a Análise de Variância (para 16 sítios) seguida dos testes *Post Hoc* de Tukey HSD e de Duncan para comparação de médias.

Havendo necessidade de análises com dados mais desagregados, a análise de variância para as 44 amostras em cada sítio foi utilizada para determinar se existiu diferença entre registros auditivos e visuais em relação aos ambientes amostrados e os testes *Post Hoc* de Tukey HSD e de Duncan fizeram a comparação das médias, agrupando os ambientes em subconjuntos.

O teste de Kruskal-Wallis, por ser um teste não-paramétrico, foi aplicado nos dados para garantir se as conclusões da ANOVA não foram influenciadas por efeito dos pontos muito extremos (*outliers*) presentes nos dados.

Para verificar o efeito da mudança da vegetação em um mesmo ambiente foram comparados o número de espécies e o número de indivíduos registrados nas diferentes fases do canavial: fase I (cana cortada e baixa), fase II (cana altura média e alta), que equivalem a uma vegetação aberta e vegetação densa até 2,5m de altura, respectivamente. O teste t de Student, para dados pareados foi utilizado na comparação.

As análises foram realizadas no programa SPSS 11.5 (SPSS INC., 2001) e os gráficos e a curva do coletor no programa EstimateS 7.0 (COLWELL, 2004).

4.2.2 Resultados

Foram registrados 1261 contatos visuais, 1327 contatos auditivos, 555 contatos vis/voc e 486 contatos voc/vis em todos ambientes do mosaico. A Tabela 1 mostra o número de cada tipo de registro nos ambientes amostrados.

Tabela 1 - Número de registros nos ambientes amostrados

Ambiente / Tipo de registro	**Floresta Nativa**	**Eucalipto**	**Pastagem**	**Canavial**	**Total**
Visual	229	186	605	241	1261
Auditivo	653	237	280	157	1327
Visual/auditivo	108	56	42	49	255
Auditivo/visual	141	63	244	38	486
Total	1131	542	1171	485	3329

Os registros de vis/voc e voc/vis quando agrupados com visual e vocalização respectivamente, resultam num total de 1816 registros visuais e 1813 registros de vocalização para todos os ambientes amostrados, o que representa, em número absoluto, percentual semelhante de registros de cada tipo.

Os gráficos da Figura 1 permitem visualizar as diferenças entre os perfis de variabilidade e das medianas para cada tipo de registro nos diferentes ambientes. As variabilidades são maiores em todos os ambientes para os registros de vocalização. Cinco pontos muito extremos (*outliers*) para registros visuais e três pontos muito extremos para registros auditivos foram assinalados.

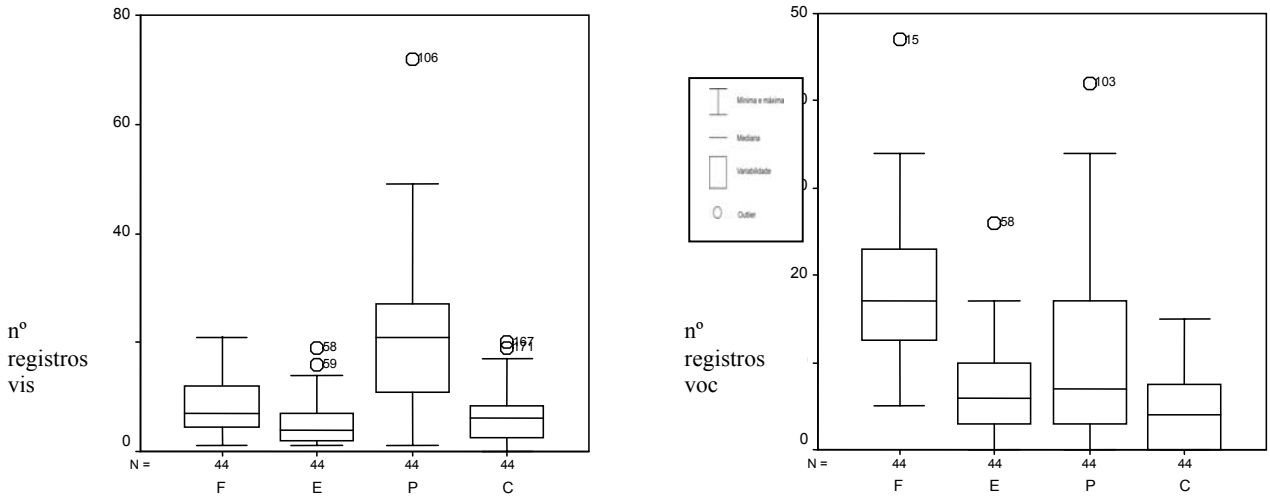


Figura 1 - Gráficos *box-plot* para o total de registros de visualização e vocalização nos ambientes amostrados (F: Floresta estacional semidecidual; E: Eucaliptal; P: Pastagem; C: Canavial)

A curva de acúmulo de espécies (curvas do coletor) foi ajustada com o estimador não-paramétrico Bootstrap. Quando se considera a amostragem de todos os ambientes do agroecossistema, (Figura 2) para todos os registros auditivos e visuais, observa-se que o esforço foi suficiente para atingir o início do patamar de estabilização.

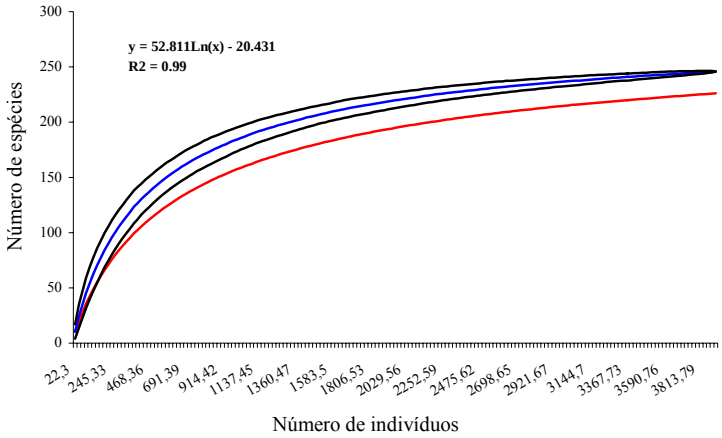


Figura 2 - Riqueza total de espécies estimada através do estimador não paramétrico bootstrap - curvas de número de espécies acumulado em função do número de indivíduos (curva do coletor) para todos os ambientes (— Bootstrap: curva do coletor, —— Sobs: número de espécies observado, — SD: Desvio Padrão)

Considerando inicialmente os registros agrupados em duas categorias (voc e vis) nos 16 sítios e para as 11 amostras de cada sítio, o teste de homogeneidade de variância (Estatística de Levene), rejeita a hipótese de não-homogeneidade de variância para os registros auditivos e visuais (LS = 13,99, gl = 3, gl = 172, p < 0,001, LS = 16,11, gl = 3, gl = 172, p < 0,001; respectivamente), premissa requerida para a Análise de Variância.

Considerando os 16 sítios amostrados, o teste t de Student mostrou que não há diferença no número de registros de visualização e vocalização entre os ambientes (t = 0,08, gl = 15, p = 0,994). As médias observadas na estatística pareada são similares para os dois tipos de registros (vis = 113,5 e voc = 113,3), sendo o desvio padrão maior para visualização (vis = 87,64, voc = 69,56). A correlação entre as amostras pareadas é fraca (n = 16, corr = 0,321, p = 0,225).

A Análise de Variância detectou diferenças significativas em relação aos ambientes para registros auditivos (F = 10,60, gl = 15, p = 0,001) e visuais (F = 9,94, gl = 15, p = 0,001). Considerando os registros visuais, os testes *Post Hoc* (teste de Tukey HSD e teste de Duncan) para diferenças entre ambientes, agruparam dois subconjuntos: o primeiro formado por Floresta Nativa, Eucalipto e Canavial (alfa = 0,05, p = 0,917 e p = 0,554 respectivamente) e o segundo formado pela Pastagem (p = 1,00). Para os registros auditivos, os testes *Post Hoc* formaram subconjuntos diferentes: o primeiro subconjunto formado por Eucalipto, Pastagem e Canavial (p

= 0,06) e no segundo subconjunto Floresta Nativa e Pastagem (p = 0,14) no teste de Tukey HSD; e três subconjuntos no teste de Duncan, mais sensível, com Eucalipto e Canavial (p = 0,38) no primeiro, Eucalipto e Pastagem (p = 0,075) no segundo e Floresta Nativa (p = 1,00) no terceiro. Considerando que os testes definiram agrupamentos diferentes com baixos valores de p, houve necessidade de análises com dados mais desagregados, utilizando os registros das 44 campanhas realizadas em cada sítio, apresentadas a seguir.

Analisando-se os registros agrupados nas categorias de registros visuais e auditivos para as 44 amostras em cada ambiente, a Análise de Variância detectou diferenças significativas entre visualização e vocalização em relação aos ambientes (F = 38,00, gl = 175, p < 0,001; F = 27,92, gl = 175, p < 0,001 respectivamente).

Para os registros visuais, os Testes *Post Hoc* (Tukey e Duncan) agruparam dois subconjuntos: o primeiro formado por Floresta Nativa, Eucaliptal e Canavial (p = 0,394 e p = 0,139 respectivamente) e o segundo formado por Pastagem (p = 1,00). Para os registros auditivos os testes agruparam três subconjuntos: Eucalipto e Canavial no primeiro (p = 0,511 e p = 0,168 respectivamente), Pastagem no segundo (p = 1,00) e Floresta Nativa no terceiro (p = 1,00).

Nas análises desmembradas em quatro categorias de registros: voc, vis, voc/vis e vis/voc, a Análise de Variância detectou diferença entre as categorias de registros e em relação aos ambientes (F =13,06, gl = 15, p < 0,001; F = 15,56, gl = 15, p < 0,001; F = 4,79, gl =15, p = 0,20; F = 7,42, gl = 15, p = 0,005 respectivamente).

Nos registros visuais, o teste de Tukey HSD e o teste de Duncan agruparam dois subconjuntos: o primeiro formado por Floresta Nativa, Eucalipto e Canavial (p = 0,89 e p = 0,51 respectivamente) e o segundo formado somente por Pastagem (p = 1,00). Considerando somente registros auditivos, os testes *Post Hoc* (teste de Tukey HSD e teste de Duncan), agruparam dois subconjuntos: Eucalipto, Pastagem e Canavial no primeiro (p = 0,436 e p = 0,163 respectivamente) e Floresta Nativa no segundo (p = 1,00).

Os registros de vis/voc, quando analisados pelo teste de Tukey HSD agruparam dois subconjuntos: Floresta Nativa, Eucalipto e Canavial no primeiro (p = 0,91) e Floresta Nativa e Pastagem no segundo (p = 0,09) enquanto que o teste de Duncan agrupou dois subconjuntos com constituição diferente apenas no segundo grupo que é formado somente por Pastagem (p = 1,00).

Os testes *Post Hoc* para os registros de voc/vis agruparam dois subconjuntos: o primeiro formado por Floresta Nativa, Eucalipto e Canavial ($p = 0,195$ e $p = 0,06$ respectivamente) e o segundo formado por Floresta Nativa e Pastagem ($p = 0,195$ e $p = 0,054$ respectivamente).

O teste de Kruskal-Wallis, por ser não-paramétrico, foi aplicado para garantir se as conclusões da ANOVA não foram influenciadas por efeito de pontos muito extremos (*outliers*) presentes. O valor encontrado para $\aleph^2 = 61,32$, $p < 0,001$; $\aleph^2 = 66,48$, $p < 0,001$ para visualização e vocalização respectivamente, implicam em diferenças em relação aos ambientes, concordando com os resultados obtidos na ANOVA.

Tabela 2 - Composição dos subconjuntos dos testes *Post Hoc* para registros de visualização e vocalização

categorias	registro	Teste post hoc	N	grupo 1	grupo 2	grupo 3
2	VIS	Tukey	16	**FI, E, C**	**P**	
		Duncan	16	**FI, E, C**	**P**	
	VOC	Tukey	16	**E, P, C**	**FI, P**	
		Duncan	16	**E, C**	**E, P**	**FI**
	VIS	Tukey	44	**FI, E, C**	**P**	
		Duncan	44	**FI, E, C**	**P**	
	VOC	Tukey	44	**E, C**	**P**	**FI**
		Duncan	44	**E, C**	**P**	**FI**
4	VIS	Tukey	44	**FI, E, C**	**P**	
		Duncan	44	**FI, E, C**	**P**	
	VOC	Tukey	44	**E, P, C**	**FI**	
		Duncan	44	**E, P, C**	**FI**	
	VIS/VOC	Tukey	44	**FI, E, C**	**FI, P**	
		Duncan	44	**FI, E, C**	**P**	
	VOC/VIS	Tukey	44	**FI, E, C**	**FI, P**	
		Duncan	44	**FI, E, C**	**FI, P**	

Numa análise dos agrupamentos formados pelos testes *Post Hoc* (Tabela 2), observa-se que não há diferença quando se considera os 16 sítios amostrais ou as 44 campanhas de cada sítio, havendo sempre um agrupamento de Floresta Nativa, Eucaliptal e Canavial para registros de visualização, com Pastagem constituindo um grupo distinto, e três agrupamentos quando se consideram os registros de vocalização, separando Eucaliptal e Canavial num agrupamento, Pastagem em outro e Floresta Nativa no terceiro agrupamento.

Quando se consideram as quatro categorias de registros, para as 44 amostragens em cada sítio, a Floresta Nativa tende a participar de dois agrupamentos, tanto nos registros de vis/voc, como de voc/vis, agrupando-se com Pastagem, que era o único ambiente que mantinha um agrupamento exclusivo quando se consideravam duas categorias de registro. As categorias de vis e voc exclusivamente (considerando quatro categorias no total) apresentaram agrupamentos semelhantes para testes anteriores (duas categorias, 16 sítios e 44 amostras), separando Pastagem para os registros visuais e Floresta Nativa para os registros auditivos. No entanto, deve-se observar a formação de três agrupamentos, tanto com 16, como com 44 amostras, formando subconjuntos com constituição diferente em cada caso, sendo que as análises que consideraram as 44 amostras apresentaram agrupamentos mais distintos para vocalização, agrupando inicialmente Eucalipto e Canavial, posteriormente Pastagem e finalmente Floresta Nativa.

Nota-se que Eucalipto e Canavial são os ambientes mais similares quando se consideram registros de vocalização e visualização, em todas as análises, independente do número de categorias e número de amostras. Floresta Nativa e Pastagem estão claramente separadas nos registros de vocalização e visualização respectivamente. Estes dois ambientes participam do mesmo subconjunto somente quando se consideram quatro categorias, sendo similar o número de registros de vis/voc e voc/vis nestes dois ambientes, quando se consideram as quatro categorias de registros, com a Floresta Nativa participando dos dois subconjuntos formados.

Para verificar o efeito da mudança da vegetação em um mesmo ambiente foram comparados os registros de visualização e vocalização para as diferentes fases do canavial: fase I (cana cortada e baixa), fase II (cana altura média e alta), que equivalem a uma vegetação aberta e vegetação densa até 2,5m de altura, respectivamente. O teste t de Student, para dados pareados não apresentou diferença significativa para número de espécies e número de indivíduos em cada uma das fases do canavial consideradas. ($t = 0,305$, $gl = 228$, $p = 0,760$ respectivamente).

4.2.3 Discussão

Considerando todos os ambientes amostrados, os registros de vocalização e visualização não apresentaram diferenças, indicando que o método de ponto, utilizado em agroecossistemas, compensa registros visuais e auditivos pelas diferenças de detectabilidade em cada ambiente, amostrando adequadamente sua avifauna. Para avaliação da diferença entre ambientes do

mosaico agrícola, quanto a registros visuais e auditivos, os resultados desmembrados nas amostras em cada sítio são mais adequados do que a somatória das amostras para cada réplica.

Os ambientes abertos (representados principalmente pelas pastagens e secundariamente pelos canaviais, na fase de corte e cana baixa) possibilitam maior número de registros visuais do que ambientes com vegetação mais densa e estruturada, como as Florestas Nativas, que apresentam maior número de registros auditivos. No entanto, os Eucaliptais e Canaviais, apesar de constituírem ambiente florestal e ambiente aberto, respectivamente, são agrupados em todos os sub-conjuntos formados pelas análises *Post Hoc*. Além disso, Florestas Nativas e Pastagens aparecem agrupadas em subconjuntos das categorias desmembradas de visualização seguida de vocalização (vis/voc) e vocalização seguida de visualização (voc/vis).

Isto indica que os registros de visualização ou vocalização, no método de ponto fixo, não estão associados a uma estrutura específica de ambiente florestal ou aberto e podem ocorrer simultaneamente nesses ambientes. O método de amostragem por pontos, idealizado para ambientes florestais, pode ter eficácia comparável em ambientes abertos, onde as visualizações compensam as vocalizações nas Pastagens e as vocalizações compensam as visualizações nas Florestas Nativas.

A estrutura da vegetação nas diferentes parcelas do mosaico do agroecossistema pode explicar os agrupamentos formados entre ambiente florestais e ambientes abertos, considerando que as Florestas Nativas são fortemente alteradas, com sub-bosque bem desenvolvido e dossel pouco denso com copas distanciadas e poucas árvores emergentes. As pastagens são caracteristicamente “sujas” com árvores esparsas, os canaviais apresentam alta densidade foliar na fase de altura com mais de 1m e os eucaliptais não apresentam sub-bosque na sua maioria, devido ao manejo das reflorestadoras, e as árvores plantadas com mais de cinco anos apresentam copa alta e densa. Neste caso, nenhum dos ambientes pode ser caracterizado exclusivamente como ambiente aberto ou florestal, resultando, portanto numa variação de registros visuais e auditivos que agrupa diferencialmente ambientes diversos.

A maior variabilidade nos registros de vocalização, em todos ambientes, está associada possivelmente às variações sazonais de vocalizações relacionadas com períodos reprodutivos. Poucos pontos muito extremos (*outliers*) foram detectados, não influenciando as análises de variância.

O canavial cortado (ambiente aberto com altura da cana de 0 a 1m) e canavial denso (cana com altura de 1m a 2,5 m), apesar de constituírem duas fases distintas, com diferentes densidades no primeiro estrato, não apresentam diferenças significativas tanto no número de espécies como no número de indivíduos, indicando que, mesmo havendo uma substituição de algumas espécies nas diferentes fases, a eficácia do método se mostra similar para diferentes fases do canavial.

A detectabilidade visual e consequentemente auditiva, em ambientes abertos, permitem detecção num raio de 100m a 200m (OELKE, 1981), que pode ser alterado para distâncias menores por causa de valas, linhas de água, vegetação de cercas vivas e ao longo de faixas de campos em forma de mosaico. Há zonas dentro de ambientes abertos, onde a vegetação oculta algumas espécies e as espécies silenciosas constituem um problema de detecção tanto em ambientes florestais como em ambientes abertos, tornando áreas abertas similares às áreas florestadas, quando se consideram os limites de visibilidade. Nas florestas estes limites são impostos principalmente pela densidade da folhagem, que também varia consideravelmente dentro de florestas alteradas.

A detectabilidade auditiva, por outro lado, pode ser influenciada pela atenuação (o decréscimo na intensidade do som com a distância ou densidade foliar) que por sua vez é afetada pela a presença ou ausência de folhagem. Este fator difere em importância em habitats florestais e abertos, sendo que a mudança na folhagem tem um efeito maior do que a hora do dia nas florestas, ocorrendo o inverso nos habitats abertos (RICHARDS, 1981). Com a padronização do horário do dia, o efeito da folhagem pode ser notado nos diversos ambientes do mosaico, dependendo da densidade apresentada. Mesmo em ambientes considerados abertos, pode-se notar a presença de árvores esparsas (pasto sujo) e alta densidade foliar (cana alta) que teriam influência na atenuação nestas áreas. Neste caso, as similaridades entre áreas florestadas e áreas abertas, nos resultados das análises, podem ser explicadas pela variabilidade de presença ou densidade de folhagem observada.

O número de espécies detectadas com o método de ponto está diretamente relacionado com as distâncias nas quais as aves são detectadas; maiores distâncias de observação permitem que mais espécies sejam registradas. Neste caso, isto se aplica tanto para ambientes abertos quanto para ambientes florestados, que podem apresentar detectabilidade diferencial dependendo de densidade foliar nas florestas e de diferentes elementos, topografia e vegetação inseridas nos ambientes abertos. Os valores de abundância e densidade não são alterados quando se comparam

diferentes métodos de amostragem (EDWARDS; DORSEY; CRAWFORD, 1981), no entanto quando se considera um único método de amostragem em vários habitats, a influência de características do habitat deve ser avaliada.

Portanto, a detectabilidade visual, influenciada por características particulares do ambiente e a detectabilidade auditiva, influenciada pela presença, ausência e densidade de folhagem, parecem variar em cada um dos ambientes representativos do agroecossistema estudado, resultando numa grande variabilidade de fatores, que favorecem ou desfavorecem registros visuais e auditivos. Se as visualizações compensam as vocalizações em determinados ambientes e vice-versa em outros, a metodologia de amostragem por pontos parece ser a mais adequada para agroecossistemas, considerando principalmente variabilidades dos ambientes no que se refere à densidade de folhagem nos diversos estratos e a possibilidade de relacionar características ambientais de cada ponto amostrado.

4.3 Conclusões / Considerações finais

Este estudo sugere que o método de pontos amostra adequadamente a avifauna de agroecossistemas, uma vez que os registros visuais e auditivos são proporcionais no conjunto dos ambientes amostrados. As florestas nativas apresentam maior número de registros auditivos que compensam o menor número de registros visuais e as pastagens apresentam maior número de registros visuais que compensam o menor número de registros auditivos. Este estudo é congruente, portanto, com a idéia de que os ambientes florestais são mais facilmente amostrados por registros de vocalização e os ambientes abertos por registros de visualização. No entanto, a estrutura da vegetação dos ambientes do agroecossistema não apresenta características típicas de áreas prístinas ou de áreas abertas, resultando em semelhanças entre ambientes florestais e ambientes abertos no que se refere à prevalência de registros visuais ou auditivos. Os registros de visualização e vocalização podem ocorrer simultâneamente em fragmentos de floresta nativa e pastagem e a maior variabilidade nos registros auditivos parece estar relacionada à sazonalidade do período reprodutivo das espécies de aves.

Nos canaviais, que apresentam fases distintas de manejo, pode-se utilizar o método de pontos, considerando que não há diferença significativa tanto no número de espécies como no número de indivíduos que utilizam a área de canavial cortado/baixo e de canavial denso/alto, embora ocorra a substituição de algumas espécies nas diferentes fases.

Este estudo realça a importância de avaliação constante na utilização de métodos de censo da avifauna em agroecossistemas, considerando que a estrutura da vegetação das parcelas pode apresentar características locais e regionais distintas. As propriedades acústicas e visuais do ambiente interferem na amostragem por pontos em todos os ambientes. Nas florestas secundárias estudadas, a fonte primária de degradação acústica e visual é a densidade da folhagem e nas áreas abertas, a topografia e elementos diversos inseridos no ambiente.

O método de ponto pode ser utilizado em agroecossistemas, com restrições e padronização no que se refere ao horário do dia, escolha de área nuclear para disposição de pontos, tempo de permanência nos pontos, número de pontos e aleatorização de início de contagem.

REFERÊNCIAS

BIBBY, C.J.; BURGESS, N.D.; HILL, D.A. **Bird census techniques**. London: Academic Press, 1992. p.245-253.

BLONDEL , J.; FERRY, C.; FRONCHOT, B. Point counts with unlimited distance. In: RALPH, C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds:** studies in avian biology**.** Kansas: Allen Press, 1981. chap. 8, p.414-420.

BRASIL. Lei 4771 de 1965, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 set. 1965. Seção 1, p. 6-8.

CÁRDENAS, G.; HARVEY, C.A.; IBRAHIM, M.; FINERGAN, B. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en paisage fragmentado en Cañas, Costa Rica. **Agroforesteria en las Americas**, Turrialba, v.10, n. 39, p. 78-85, enero. 2003.

CASAGRANDE, D.G.; BEISSINGER, S.R. Evaluation of four methods for estimating parrot populations size. **The Condor**, Santa Clara, v. 99, p. 445-457, May. 1997.

COLWELL, R.K. **EstimateS version 7.0**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. New York. 2004. 1 CD-ROM

EDWARDS, D.K.; DORSEY, G.L.; CRAWFORD, J.A. A comparison of three avian census methods. In: RALPH, C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds: s**tudies in avian biology. Kansas: Allen Press, 1981. chap. 4, p. 170-176.

EVANS, M.; HASTINGS, N.; PEACOCK, B. **Statistical distributions**. 3rd ed. New York: John Wile, 1993. 220 p.

GRANHOLM, S.L. Bias in density estimates due to movement of bird. **The Condor**, Santa Clara, v. 85, p. 243-248, May. 1983.

HARVEY, C.A.; VILLANUEVA, C.; VILLACIS, J.; CHACON, M.; MUÑOZ, D.; LÓPEZ, M.; IBRAHIM,M.; GÓMEZ,R.; TAYLOR, R.; MARTINEZ, J.; NAVAS, A.; SAENZ, J.; SÁNCHEZ, D.; MEDINA, A.; VILCHEZ, S.; HERNÁNDEZ, B.; PEREZ, A.; RUIZ, F.; LÓPEZ, F.; LANG, I.; SINCLAIR, F.L. Contribution of live fences to ecological integrity of agricultural landscapes. **Agriculture Ecosystems and Environment,** Amsterdan, v. 3, p. 200-230, Dec. 2005.

JONES, J.; McLEISH,W.J.; ROBERTSON, R.J. Density influences census technique accuracy for Cerulean Warblers in Eastern Ontario. **Journal of Field Ornithology**, Columbus, v. 71, n. 4, p. 46-56, Jan. 2000.

KARR, J.R. Surveying birds in the tropics. In: RALPH,C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds:** studies in avian biology. Kansas: Allen Press, 1981. chap.10, p.548-553.

LACK, D. A review of bird census work and bird populations problems. **The Ibis**, London, v. 14, n. 1, p. 369-395, May. 1937.

MCGARIGAL, K.; MCCOMB, W.C. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast range. **Ecological Monographs**, Durhan , v. 65, n. 3, p. 235-260, Aug. 1995.

MOREIRA, F.; BEJA, P.; MORGADO, R.; REINO, L.; GORDINHO, L.; DELGADO, A.; BORRALHO,R. Effects of field management and landscape context on grassland wintering birds in Southern Portugal. **Agriculture Ecosystem and Environment,** Amsterdan, v. 109, p. 59-74, Aug. 2005.

OELKE, H. Limitations of estimating bird populations because of vegetation structure and composition. In: RALPH C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds: s**tudies in avian biology. Kansas: Allen Press, 1981. chap. 6, p.316-321.

RALPH, C.J. Habitat association patterns of forest and steppe birds of Northern Patagonia, Argentina. **The Condor**, Santa Clara, v. 87, n. 4, p. 471-482, Nov. 1985.

RALPH, C.J.; DROEGE, S.; SAUER, J. Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. In: RALPH, C.J.; SAUER, J.R.; DROEGE, S. (Ed.). **Monitoring bird populations by point count**. Berkekely: USDA, Forest Service General Technical Report, 1995. chap. 1, p.25-34.

REYNOLDS, R.T.; SCOTT, J.M.; NUSSBAUN, R.A. Avaiable circular plot method for estimating bird numbers. **The Condor**, Santa Clara, v. 82, n. 3, p. 309-313, Aug.1980.

RICHARDS, D.G. Environmental acoustic and censuses of singing birds. In: RALPH, C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds:** studies in avian biology. Kansas: Allen Press, 1981. chap. 6, p.297-300.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios de entorno. **Circular técnica IPEF**, Piracicaba, v.189, p.1-18, Ago. 1999.

SCOTT, J.M.; RALPH, C.J. Estimating birds: Introduction. In: RALPH,C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds:** studies in avian biology. Kansas: Allen Press, 1981. chap. 1, p. 1-2.

SPSS INC. **SPSS for windows** : release 11.5, data accsses technology. Chicago, 2001. 1 CD-ROM

SZARO, R.C.; JAKLE, M.D. Avian use of a desert riparian island and its adjancent scrub habitat. **The Condor**, Santa Clara, v. 87, n. 4, p. 511-519, Nov. 1985.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP. Piracicaba.** 2001. 144 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VAN RIPER III, C. Comparison of methods for estimating numbers of terrestrial birds. In: RALPH, C.J.; SCOTT, J.M. (Ed.). **Estimating numbers of terrestrial birds:** studies in avian biology. Kansas: Allen Press, 1981. chap. 4, p.217- 218.

VERHULST, J.; BÁLDI, A.; KLEIJN, D. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. **Agriculture, Ecosystems and Environment,** Amsterdan, v. 104, p. 465-473, Dec. 2004.

VERNER, J. Assessement of counting techniques. **Current Ornithology**, New York, v. 2, p. 247-302, 1985.

VERNER, J.; RITTER, L. V. Hourly variation in morning point counts of birds. **The Auk**, Boston, v.103, p.117-124, Jan.1986.

WOODHOUSE, S.P.; GOOD, J.E.G.; LOVETT, A.A.; FULLER, R.J.; DOLMAN, P.M. Effects of land-use and agricultural management on birds of marginal farmland: a case study in the Llyn peninsula, Wales. **Agriculture Ecosystem and Environment,** Amsterdan, v. 107, p. 331-340, May. 2005**.**

ANEXOS

ANEXO A. Lista das espécies de aves por famílias

Espécies	Ocorrência	Nº de registros F	E	P	C	Categoria	Hábito Alimentar
Tinamidae							
Crypturellus parvirostris (Temminck, 1815)	F, E, P, C	18	7	14	11	R	F, I
Crypturellus tataupa (Temminck, 1815)	F, E	4	1			R	F
Rhyncothus rufescens (Temminck, 1815)	P			4		R	G
Nothura maculosa (Temminck, 1815)	P, C			6		R	I, G
Podicipedidae							
Podilimbus podiceps (Linnaeus, 1758)	O					R	C
Phalacrocoracidae							
Phalacrocorax brasilianus (Gmelin, 1789)	O					R	C
Anhinga anhinga (Linnaeus, 1766)	O					V	I, C
Ardeidae	O						
Casmerodius albus (Linnaeus, 1758)	O					R	C
Egretta thula (Molina, 1782)	O					R	C
Butorides striatus (Linnaeus, 1758)	O					R	C
Bulbucus íbis (Linnaeus, 1758)	E, P		2	113		R	I
Syrigma sibilatrix (Temmick, 1824)	E, P, C		1	4	1	R	I
Pilherodius pileatus (Boddaert, 1783)	F, E	2	2			V	I
Nycticorax nycticorax (Linnaeus, 1758)	O					R	C
Threskiornithidae							
Mesembrinibis cyennensis (Gmelin, 1789)	O					V	O
Theristicus caudatus (Boddaert, 1783)	O					V	
Anatidae							
Dendrocygna viduata (Linnaeus, 1766)	O					R	G, I
Amazonetta brasiliensis (Gmelin, 1789)	O					R	F, I, C
Cairina moscata (Linnaues, 1758)	O					V	C
Oxyura dominica (Linnaeus, 1766)	O					V	
Cathartidae							
Coragyps atratus (Bechstein, 1793)	E, P, C		7	10	6	R	D
Cathartes aura (Linnaeus, 1758)	F, P					V	D

ANEXO A. Lista das espécies de aves por famílias (continuação)

Espécies	Ocorrência	Nº de registros F	E	P	C	Categoria	Hábito Alimentar
Accipitridae							
Elanus leucurus (Vieillot, 1818)	C				1	V	C,I
Leptodon cayanensis (Latham, 1790)	F	1				V	C
Harpagus diodon (Temminck, 1923)	F					V	C
Ictinia plumbea (Gmelin, 1788)	C				1	Mv	I, C
Buteo albicaudatus (Vieillot, 1816)	F, E, P, O	1	1	1		R	I, C
Buteo magnirostris (Bertoni, 1901)	F, E, P, C,O	1	6	16	6	R	C, I
Buteo brachyurus (Vieillot, 1816)	F, P, C	2		1	1	R	C, I
Heterospizias meridionalis (Latham, 1790)	E, C		1		1	R	C, I
Falconidae							
Herpetoheres cachinnans (Linnaeus, 1758)	F, P	1		1		R	C
Milvago chimachima (Vieillot, 1816)	F, E, P, C	1	15	19	5	R	C, I
Caracara plancus (Miller, 1777)	E, P, C		10	16	17	R	D, C
Falco femoralis (Temminck, 1822)	E, C		3		4	R	I, C
Falco sparverius (Linnaeus, 1758)	P, C			6	4	R	I, C
Cracidae							
Penelope superciliaris (Spix, 1825)	F, P, C	21		3	3	R	F
Rallidae							
Aramides cajanea (Muller, 1776)	F	1				R	O (I, C, G)
Aramides saracura (Spix, 1825)	F, P	3		1		R	O (I, C, G)
Porzana albicollis (Vieillot, 1819)	F	2				V	
Gallinula chhloropus (Linnaeus, 1758)	O					V	I, F,G
Porphyrula matinica (Linnaeus, 1766)	O					V	
Cariamidae							
Cariama cristata (Linnaeus, 1766)	E, P, C		20	44	11	R	I, C
Jacanidae							
Jacana jacana (Linnaeus, 1766)	O					V	I
Charadriidae							
Vanellus chilensis (Molina, 1782)	E, P, C		2	49	10	R	I

ANEXO A. Lista das espécies de aves por famílias (continuação)

Espécies	Ocorrência	Nº de registros F	E	P	C	Categoria	Hábito Alimentar
Scolopacidae							
Tringa flavipes (Gmelin, 1789)	O					RV	I
Gallinago undulata (Boddaert, 1783)	O					V	
Columbidae							
Columba picazuro (Temminck, 1813)	F, E, P, C	5	15	18	8	R	G
Columba cayennensis (Vielliot, 1818)	F, E, C	20	2		3	R	F, I,G
Zenaida auriculata (Des Murs, 1847)	F, E, P, C	1	2	2	14	V	G, F
Columbina talpacoti (Temminck, 1811)	F, E, P, C	2	5	9	14	R	G
Claravis pretiosa (Ferrari-Perez, 1886)	E, P, C		2	2	2	V	G
Scardafella squammata (Lesson, 1831)	F, E, P, C	1	3	4	5	R	G
Leptotila verreauxi (Giglioli & Salvadori, 1870)	F, E	23	3			R	F, G
Leptotila rufaxilla (Pelzeln, 1870)	F	20				V	F, G
Geotrygon montana (Linnaeus, 1758)	F	6				R	F, G
Psittacidae							
Aratinga leucophthalmus (Muller, 1776)	F, E, P, C	38	31	70	10	R	F
Forpus xanthopterygius (Spix, 1824)	F, E, P	4	19	24		R	F
Brotogeris chiriri (Vieillot, 1817)	F, P	9		7		R	
Brotogeris versicolurus (Vieillot, 1817)	P			12		V	F
Forpus xanthopterygius (Spix, 1824)	F, E, P, O	4	19	24		R	F
Pionus maximiliani (Miranda Ribeiro, 1920)	F, E, P	14	2	12		R	F
Amazona aestiva (Linnaeus, 1758)	F, P	9		2		R	F
Cuculidae							
Coccyzus americanus (Linnaeus, 1758)	F	1				Mi	
Piaya cayana (Gambel, 1849)	F	3				R	I
Crotophaga ani (Linnaeus, 1758)	E, P, C		3	9	9	R	I
Guira guira (Gmelin, 1788)	P			44		R	I
Tapera naevia (Vieillot, 1817)	F, E, O	3	2			R	I
Tytonidae							
Tyto alba (Scopoli, 1769)	O					R	C

ANEXO A. Lista das espécies de aves por famílias (continuação)

Espécies	Ocorrência	Nº de registros F	E	P	C	Categoria	Hábito Alimentar
Strigidae							
Otus choliba (Vieillot, 1817)	F	3				R	I, C
Glaucidium brasilianum (Gmelin, 1788)	F	2				V	C, I b
Athene cunicularia (Temminck, 1822)	P		43			R	I
Rhinoptynx clamor (Vieillot, 1807)	F	1				R	I, C
Asio flammens (Vieillot, 1817)	F	1				V	I
Caprimulgidae							
Lurocalis semitorquatus (Temminck, 1822)	F	1				Mv	I
Chordeiles minor (Forster, 1771)	F					V	I
Nyctidromus albicollis (Guold, 1838)	F	3				R	I
Caprimulgus rufus (Burneister, 1856)	F	2				V	I
Hydropsalis brasiliana (Vieillot, 1817)	F	2				R	I
Apodidae							
Streptoprocne zonaris (Shaw, 1796)	F, O	20				R	I
Chaetura Andrei (Berlepsch & Hartert, 1902)	F, P	23		2		Mv	I
Trochilidae							
Phaetornis pretrei (Lesson & Delattre, 1839)	F, E	7	1			R, V	E, I
Eupetomena macroura (Gmelin, 1788)	F, E, P	5	2	1		R	E, I
Melanotrochilus fuscus (Vieillot, 1817)	E		1			V	E, I
Colibri serrirostris (Vieillot, 1816)	F, E	2	1			R	E, I
Anthracothorax nigricollis (Vieillot, 1817)	F, P	2		1		R	E, I
Chrysolampis mosquitus (Linnaeus, 1758)	F	2				V	
Chlorostilbon aureoventris (Bourcier & Mulsant, 1848)	F, E	3	3			R	E, I
Thalurania glaucopis (Gmelin, 1788)	F	4				R	
Hylocharis chrysura (Shaw, 1812)	E		1			V	
Amazilia lactea (Lesson, 1829)	F, E	3	3			R	E, I
Amazilia versicolor (Ruschi, 1959)	E		1			R	E, I
Aphantochroa cirrochloris (Vieillot, 1818)	F, E, C	3	2		2	R	E, I
Heliomaster squamosus (Temminck, 1823)	F	1				V	E, I
Calliphlox amethystina (Boddaert, 1783)	F	2				V	E, I

ANEXO A. Lista das espécies de aves por famílias (continuação)

Espécies	Ocorrência	Nº de registros F	E	P	C	Categoria	Hábito Alimentar
Trogonidae							
Trogon surrucura (Vieillot, 1817)	F	8				V, R	O
Alcedinidae							
Ceryle torquata (Linnaeus, 1766)	O					R	C
Chloroceryle amazona (Latharn, 1790)	O					R	C, I
Chloroceryle americana (Gmelin, 1788)	O					R	C, I
Bucconidae							
Nystalus chacuru (Vieillot, 1816)	F, P	2		1		R	I
Malacoptila striata (Spix, 1824)	F	3				V	I
Ramphastidae							
Ramphastos toco (Cabanis, 1862)	F, E	4	2			R	O
Picidae							
Picumnus minutissimus (Snethlage, 1924)	F	13				R	I
Celeus flavescens (Gmelin, 1788)	F	2				V	I
Colaptes campestris (Vieillot, 1818)	P, C			56	5	R	I
Colaptes melanochloros (Malherbe, 1848)	F, P	3		3		R	I
Dryocopus lineatus (Linnaues, 1766)	F, P	2		9		R	I
Melanerpes candidus (Otto, 1796)	F, E, P	1	10	33		R	I
Veniliornis passerinus (Natterer & Malherbe, 1845)	F, E	2		1		R	I
Dendrocolapidae							
Sittasomus griseicapillus (Temminck, 1821)	F, E, P	7	6	1		R	I
Dendrocolaptes platyrostris (Spix, 1825)	F	4				V	I
Lepidocolaptes fuscus (Vieillot, 1818)	F, E	4	4			R	I
Lepdocolaptes angustirostris (Lichtenstein, 1822)	P			1		R	I

ANEXO A. Lista das espécies de aves por famílias (continuação)

Espécies	Ocorrência	Nº de registros F	E	P	C	Categoria	Hábito Alimentar
Furnariidae							
Furnarius rufus (Lichtenstein, 1823)	F, E, P	3	1	9		R	I
Synallaxis spixi (Sclater, 1856)	E, P, C		6	12	2	R	I
Synallaxis ruficapilla (Vieillot, 1819)	F, P	11		5		R	I
Synallaxis frontalis (Pelzeln, 1856)	F, E, P, C	14	7	3	3	R	I
Synallaxis albescens (Temminck, 1823)	F, E, P	3	1	6		R	I
Certhiaxis cinnamomea (Vieillot, 1817)	F	6				R	I
Cranioleuca vulpina (Pelzeln, 1856)	F, E, P	4	7	4		R	I
Automolus leucophthalmus (Lichtenstein, 1823)	F	4				R	I
Xenops rutilans (Temminck, 1821)	F	1				V	I
Formicariidae							
Mackenziaena severa (Lichtenstein, 1823)	F, E	7	1			R	I
Taraba major (Vieillot, 1816)	F		3			V	I
Thamnophilus doliatus (Vieillot, 1816)	F, E, P, C	2	1	7	1	R	I
Thamnophilus caerulescens (Vieillot,1816)	F	12				R	I
Thamnophilus torquatus (Swainson, 1825)	F	3				V	I
Thamnophilus ruficapillus (Vieillot, 1816)	F	9				V	I
Thamnophilus punctatus (Hellmayr, 1924)	F	3				R	I
Dysithamnus mentalis (Temminck, 1823)	F	5				V	I
Formicivora rufa (Lafresnaye & d´Orbigny, 1837)	F	1				V	I
Drymophila ochropyga (Pelzeln, 1874)	F	5				V	I
Pyriglena leucoptera (Vieillot, 1818)	F	2				V	I
Conopophagidae							
Conopophaga lineata (Ménétri'es, 1885)	F	29				R	I
Rhynocryptidae							
Melanopareia torquata (Hellmayr, 1924)	F	2				V	I

ANEXO A. Lista das espécies de aves por famílias (continuação)

Espécies	Ocorrência	Nº de registros F	E	P	C	Categoria	Hábito Alimentar
Tyrannidae							
Xolmis cinerea (Vieillot, 1816)	P				15	R	I
Xolmis velata (Lichtenstein, 1823)	O					R	I
Colonia colonus (Vieillot, 1818)	E, P		12	4		Mv	I
Gubernetes yetapa (Vieillot, 1818)	E, P		1	4		Mv	I
Alectrurus tricolor (Vieillot, 1816)	O					V	I
Knipolegus cyanirostris (Vieillot, 1818)	F	1				Mi	I
Fluvicola nengeta (Linnaeus, 1766)	O					V	I
Arundinicola leucocephala (Linnaues, 1764)	O					V	I
Satrapa icterophrys (Vieillot, 1818)	F, E, P	1	4	2		R	I
Machetornis rixosus (Vieillot, 1819)	C				1	R	I
Tyrannus savana (Linnaeus, 1766)	F, E, P	2	3	9		Mv	I, F
Tyrannus melancholicus (Vieillot, 1819)	F, E, P	8	11	6		Mv, R	I, F
Tyrannus albogullaris (Burmeister, 1856)	E, P		1	1		V	I
Empidonomus variius (Vieillot, 1818)	F, E, P	6	4	6		Mv	I, F (O)
Megarhynchus pitangua (Linnaues, 1766)	F, E	15	2			R	I, F (O)
Myiodinastes maculatus (Vieillot, 1819)	F, E, P	7	2	2		Mv	I, F (O)
Myiozetetes similis (Spix, 1825)	F, E, P	6	7	1		R	I, F (O)
Pitangus sulphuratus (Cabanis & Heine, 1859)	F, E, P	3	4	4		R	I, F (O)
Casiornis rufa (Vieillot, 1816)	F, E	2	4			V	I
Myiarchus ferox (Hellmayr, 1927)	F	3				R	I
Myiarchus swainsonii (Cabanis & Heine, 1859)	F, E, P	1	1	1		Mv	I
Empidonax euleri (Cabanis, 1868)	F, E	5	3			R	I
Cnemotriccus fuscatus (Lafresnaye & d´Orbigny, 1837)	F, P	2		1		R	I
Myiophobus fasciatus (Temminck, 1822)	F, E, P	2	1	1		R	I
Hirundinea ferruginea (Vieillot, 1819)	P			10		R	I
Tolmomyias sulphurescens (Spix, 1825)	F	5				R	I
Todirostrum poliocephalum (Wied, 1831)	F	4				R	I
Todirostrum cinereum (Linnaeus, 1766)	F, E, P	3	1	1		R	I
Myiornis auricularis (Vieillot, 1818)	F, P		2			R	I

ANEXO A. Lista das espécies de aves por famílias (continuação)

Espécies	Ocorrência	Nº de registros F	E	P	C	Categoria	Hábito Alimentar
Tyrannidae (continuação)							
Polystictus pectoralis (Vieillot, 1817)	F	1				V	I
Serpophaga subcristata (Vieillot, 1817)	F, E	3	3			R	I
Elaenia flavogaster (Thumberg, 1822)	E, P		5	3		R	I, F
Elaenia obscura (Zimmer, 1941)	F	2				V	I, F
Elaenia chiriquensis (Pelzeln, 1868)	F, P	1		1		V	I, F
Myiopagis caniceps (Swainson, 1835)	F, E	2	1			R	I
Myiopagis viridicata(Vieillot, 1817)	F					Mv	I
Suiriri suiriri (Vieillot, 1818)	E		3			V	I
Phaeomyias murina (Spix, 1825)	F, E	2	1			V	I
Camptostoma obsoletum (Temminck, 1824)	F, E, P	4	8	1		R	I, F (O)
Leptopogon amaurocephalus (Tschudi, 1846)	F	3				V	I
Cotingidae							
Pachyramphus polychopterus (Swainson, 1837)	F	8				Mv	F
Tityra cayana(Swainson, 1837)	F	4				V	F, I (O)
Pipridae							
Antilophia galeata (Lichtenstein, 1823)	F	4				R	F (O)
Chiroxiphia caudata (Shaw & Noddler, 1793)	F	17				R	F (O)
Manacus manacus (Linnaeus, 1766)	F	30				R	F (O)
Hirundinidae							
Tachycineta albiventer (Boddaert, 1783)	O					R	I
Tachycineta leucorrhoa (Vieillot, 1817)	F, E, P, C	1	5	3	1	Mi, R	I
Progne tapera (Vieillot, 1817)	E, P, C		3	4	103	Mv, R	I
Progne subis (Linnaeus, 1758)	P, C			8	32	RMv	I
Progne chalybea (Vieillot, 1817)	F, E, P	3	4	3		Mv	I
Notiochelidon cyanoleuca (Vieillot, 1817)	P, C			51	172	Mv,R	I
Stelgidopteryx ruficollis (Vieillot, 1817)	E, P, C		23	27	2	R	I
Hirundo rustica (Linnaeus, 1758)	P			13		Mv	I
Trogloditidae							
Troglodyes musculus (Naumann, 1823)	F, E, P, C	10	9	36	6	R	I

ANEXO A. Lista das espécies de aves por famílias (continuação)

Espécies	Ocorrência	Nº de registros F	E	P	C	Categoria	Hábito Alimentar
Mimidae							
Mimus saturninus (Hellmayr, 1903)	P, C			25	9	R	I, F, G (O)
Donacobius atricapillus (Linnaeus, 1766)	O					R	I
Turdidae							
Turdus nigriceps (Cabanis, 1874)	F, E	4	1			V	F, I
Turdus rufiventris (Vieillot, 1818)	F, E	4	8			R	F, I
Turdus leucomelas (Vieillot, 1818)	F, E	22	1			R	F, I
Turdus amaurochalinus (Cabanis, 1851)	F, P	7		1		R	F, I
Turdus albicollis (Vieillot, 1818)	F, E, P	16	6	1		M	I
Emberizidae							
Saltator similis (Lafresnaye & d´Orbigny, 1837)	F, E, P	5	1	1		V	G, I (O)
Saltator atricollis (Vieillot, 1817)	P			1		V	G, I
Pitylus fuliginosus (Daudin, 1800)	F	1				V	G, I (O)
Passerina brissonii (Lichtenstein, 1823)	E, P		2	2		V	G, I (O)
Volatinia jacarina (Linnaeus, 1766)	E, P, C		9	52	63	R	G, I
Tiaris fuliginosa (Wied, 1831)	O					V	G
Sporophila lineola (Linnaeus, 1758)	P			15		R	G, I
Sporophila caerulescens (Vieilliot, 1817)	E, P, C		3	41	6	R, M	G, I
Sporophila leucoptera (Vieillot, 1817)	P			8		V	G
Sporophila bouvreuil (Statius Muller, 1776)	E, P, C		1	13	3	V	G
Oryzoborus angolensis (Linnaues, 1766)	P			6		V	G
Sicalis flaveola (Gmelin, 1766)	P, C			16	11	R	G,I
Coryphospingus cucullatus (Swainson, 1825)	P			1		R	G
Arremon flavirostris (Des Murs, 1856)	F, P	15		1		R	I, F
Ammodramus humeralis (Bosc, 1792)	E, P, C		6	41	26	R	G, I
Zonotrichia capensis (Swainson, 1837)	E, P, C		61	44	81	R	G, I
Emberizoides herbicola (Vieillot, 1817)	P			3		R	I, F
Schistochlamys ruficapillus (Vieillot, 1817)	F	3				V	I, F
Schistochlamys melanopis (Latham, 1790)	F	2				V	I, F

ANEXO A. Lista das espécies de aves por famílias (continuação)

Espécies	Ocorrência	Nº de registros F	E	P	C	Categoria	Hábito Alimentar
Thraupidae							
Euphonia chlorotica (d´Orbigny & Lafresnaye, 1837)	F, E, P	7	1	2		R	I, F (O)
Euphonia violacea (Bertoni, 1901)	F	1				V	I, F (O)
Pipraeidea melanonota (Vieillot, 1819)	F	9				Mi, R	I, F (O)
Tangara seledon (Statius Muller, 1776)	F	4				V	I, F
Tangara cayana (Vieillot, 1819)	F, E	5	2			R	I, F (O)
Thraupis sayaca (Linnaues, 1766)	F, E, P, C	9				R	F, I (O)
Thraupis palmarum (Wied, 1823)	F, E	8	1			V	I, F (O)
Ramphocelus carbo (Hellmayr, 1920)	F	15				R	F, I (O)
Piranga flava (Spix, 1825)	P			5		V	F, I
Habia rubica (Vieillot, 1817)	F, E, P	12	9	3		R	I, F (O)
Tachyphonus coronatus (Vieillot, 1822)	F, P	13		2		R	I, F (O)
Trichothraupis melanops (Vieillot, 1818)	F	2				V	F, I (O)
Nemosia pileata (Chubb, 1910)	F, E, P	6	1	1		R	I, F (O)
Hemithraupis ruficapilla(Vieillot, 1818)	F, E	2	3			V	F, I
Thlypopsis sordida (d´Orbigny & Lafrenaye, 1837)	F, E, P	20	1	1		R	I, F (O)
Neothraupis fasciata (Lichtenstein, 1823)	F	9				R	F, I
Conirostrum speciosum (Temminck, 1824)	F, E	5	2			R	I, F
Dacnis cayana (Chubb, 1910)	F, E, P	7	1	1		R	I, F (O)
Coeribidae							
Coereba flaveola (Cabanis, 1851)	F, C	29			3	R	I, E
Parulidae							
Parula pitiayumi (Vieillot, 1817)	F	4				R	I
Geothlypis aequinoctialis (Vieillot, 1807)	F, E, P, C	11	3	21	8	R	I
Basileuterus flaveolus (Baird, 1865)	F, P	52		1		R	I
Basileuterus culicivorus (Lichtenstein, 1830)	F, E, P	72	2	3		R	I
Basileuterus leucoblepharus (Vieillot, 1817)	F	7				V	I

ANEXO A. Lista das espécies de aves por famílias (continuação)

Espécies	Ocorrência	Nº de registros F	E	P	C	Categoria	Hábito Alimentar
Vireonidae							
Cyclarhis gujanensis (Baird, 1866)	F, E, P, C	26	1	2	2	R	I
Vireo olivaceus (Linnaues, 1766)	F, E	33	3			Mv	I, F (O)
Hylophilus poicilotis (Temminck, 1822)	F, E	4	1			V	I
Icteridae							
Molothrus bonariensis (Gmelin, 1789)	F, E, P, C	5	1	23	13	R	G, I, F (O)
Gnorimopsar chopi (Vieillot, 1819)	F, E, P	2	5	22		R	G, F, C (O)
Agelaius ruficapillus (Vieillot, 1819)	C				7	R	G, I (O)
Pseudoleistes guirahuro (Vieillot, 1819)	P, C			38	36	R	I, G, F (O)
Frigillidae							
Carduelis magellanica (Vieillot, 1805)	F	2		10		V	G, I
Corvidae							
Cyanocorax cristatellus (Temminck, 1823)	F, E, P, C	24	40	24	11	R	O
Cyanocorax chrysops (Vieillot, 1818)	E, P		6	8		V	O
Estrildidae							
Estrilda astrild (Linnaeus, 1768)	P, C			32	4	R	G

Códigos adotados na listagem sistemática:
Ocorrência: relaciona o ambiente onde as espécies foram registradas (F = Floresta nativa, E = Eucaliptal, P = Pastagens, C = Canaviais e O = outros (lagos, alagados, plantações, etc.)
Categoria: refere-se à frequência de uso que a espécie apresenta no ambiente e ou a informações de migrações da espécie (R = Residente, Mv = Migrante de Verão, Mi = Migrante de Inverno, V = Vagante).
Categoria trófica: refere-se ao hábito alimentar predominante observado durante os levantamentos e coletados na bibliografia (F = Frugívoro, I = Insetívoro, C = Carnívoro, D = Detritívoro, E = Exudívoro, G = Granívoro e O = Onívoro)
Nº de registros: refere-se a todos os registros da espécie durante os levantamentos quantitativos, por ambiente.

ANEXO B. Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico das espécies de aves dos sítios amostrais situados na bacia do rio Passa-Cinco (método de agrupamento de Ward e índice de similaridade de Pearson r)

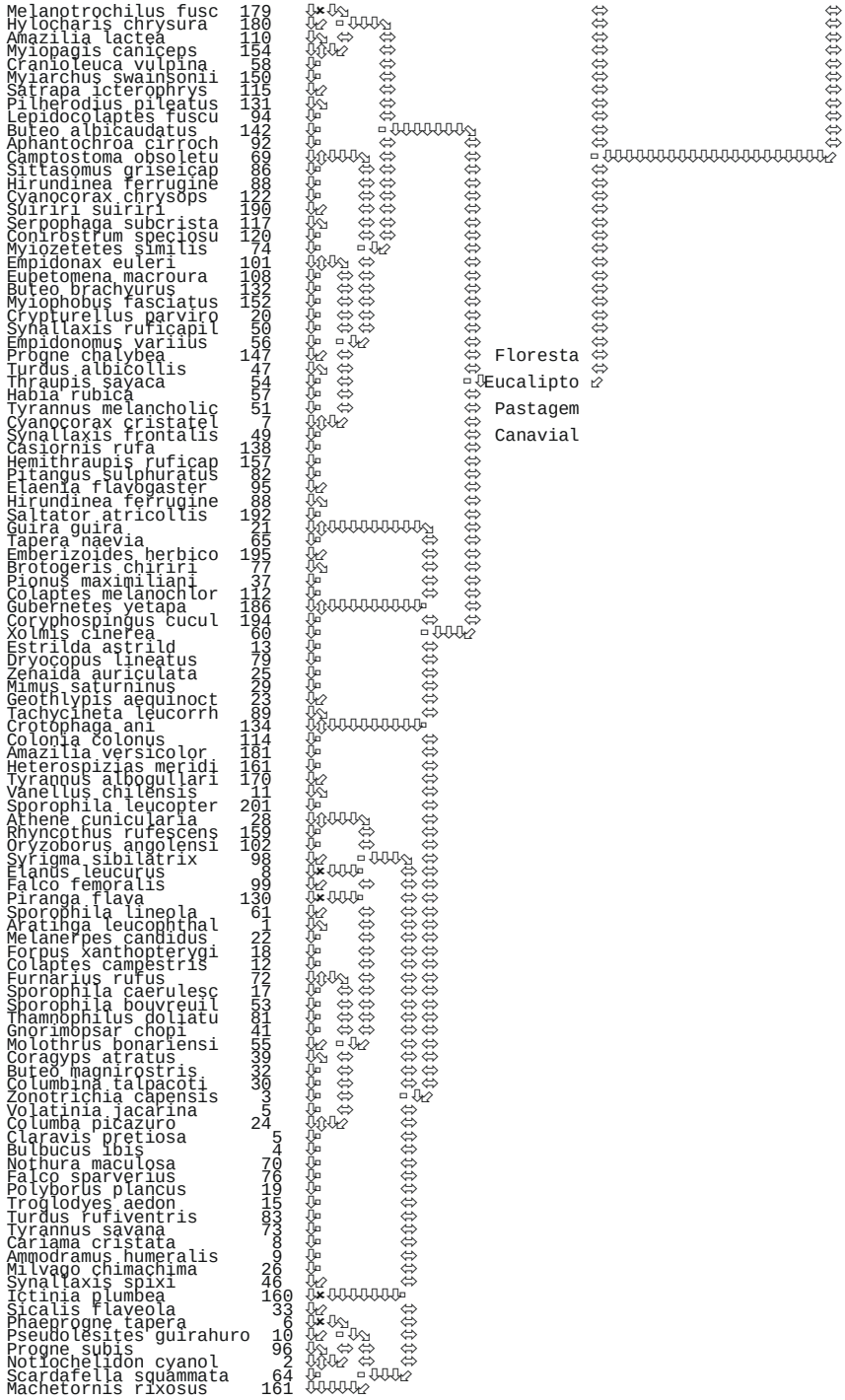
* * * * * * H I E R A R C H I C A L C L U S T E R A N A L Y S I S * * * * * *

Dendrograma usando método de ward e o índice de similaridade de Pearson r

Rescaled Distance Cluster Combine

espécie (C A S O)	Cod	0	5	10	15	20	25
Knipolegus cyanirost	187						
Autbmolus leucophtha	45						
Leptodon cayennensis	173						
Parula pitiayumi	158						
Colibri serrirostris	145						
Tityra cayana	155						
Myiarchus ferox	188						
Celeus flavescens	167						
Elaenia obscura	178						
Rallus nigricans	44						
Thaluraniä glaucopis	135						
Trogon surrucura	136						
Caprimulgus rufus	163						
Amazona aestiva	91						
Dysithamnus mentalis	168						
Phaetornis pretrei	93						
Mackenziaena severa	124						
Megarhynchus pitangu	171						
Columba cayenhensis	38						
Geotrygon montana	107						
Taraba major	149						
Leptotila rufaxila	85						
Tachyphonus coronatu	63						
Chiroxiphia caudata	126						
Thlypopsis sordida	43						
Antilophia galeata	172						
Conopophaga lineata	34						
Penelope superciliar	36						
Cyclarhis gujanensis	48						
Leptotila verreauxi	40						
Thamnophilus caerule	66						
Arremon flavirostris	207						
Herpetoheres cachinn	143						
Cnemotriccus fuscatu	151						
Veniliornis passerin	147						
Thamnophilus ruficap	100						
Pachyramphus polycho	118						
Turdus amaurochalinu	119						
Basileuterus flaveol	27						
Basileuterus hypoleu	14						
Turdus leucomelas	52						
Coereba flaveola	141						
Vireo olivaceus	35						
Thraupis palmarum	103						
Dacnis cayana	105						
Tangara cayana	129						
Saltator similis	127						
Myiodinastes maculat	87						
Chlorostilbon aureov	109						
Euphonia chlorotica	128						
Pyriglena leucoptera	185						
Todirostrum poliocep	139						
Malacoptila striata	178						
Formicivora rufa	169						
Leptopogon amaurocep	191						
Calliphlox amethysti	166						
Trichothraupis melan	57						
Schistochlamys melan	174						Floresta Nativa
Chaetura andrei	164						
Anthracothorax nigri	146						
Myiornis auricularis	153						
Manacus manacus	31						
Pipraeidea melanonot	90						
Tolmomyias sulphures	125						
Dendrocolaptes platy	137						
Drymophila ochropyga	113						
Ramphocelus carbo	97						
Tangara seledon	156						
Nemosia pileata	104						
Nystalus chacuru	183						
Euphonia violacea	196						
Pitylus fuliginosus	193						
Aramides cajanea	162						
Polystictus pectoral	189						
Basileuterus leucobl	121						
Heliomaster squamosu	182						
Xenops rutilans	184						
Chrysolampis mosquit	165						
Asio flammens	176						
Glaucidium brasilian	193						
Otus choliba	144						
Turdus nigriceps	42						
Aramides saracura	133						
Piaya cayana	175						
Ramphastos toco	111						
Melanopareia torquata	59						
Stelgidopteryx rufic	16						
Elanus leucurus	160						
Sporophila leucoptera	13						
Elaenia flavogaster	95						
Passerina brissonii	186						
Progne chalybea	96						
Hirundo rustica	76						
Agelaius ruficapill	161						
Todirostrum cinereum	116						

ANEXO B. Dendrograma da análise de agrupamento hierárquico das espécies de aves dos sítios amostrais situados na bacia do rio Passa-Cinco (método de agrupamento de Ward e índice de similaridade de Pearson r) (continuação)



ANEXO C. Média e Desvio Padrão da riqueza e abundância de agrupamentos tróficos para os quatro ambientes amostrados na bacia do rio Passa-Cinco, C, Canavial; E, Eucalipto; F, Floresta Nativa; P, Pastagem

```
Riqueza de insetívoros
        --+---------+---------+---------+-------
C      (-----*----)
E                  (----*-----)
F                                     (----*-----)
P                      (-----*----)
        --+---------+---------+---------+-------
         0        16        32        48

Abundância de insetívoros
        --+---------+---------+---------+-------
C              (----------*---------)
E        (----------*----------)
F                           (----------*----------)
P                           (----------*----------)
        --+---------+---------+---------+-------
         0        60       120       180

Riqueza de insetívoros/carnívoros
        ---------+---------+---------+---------+
C         (----------*----------)
E        (----------*----------)
F           (----------*----------)
P                     (----------*----------)
        ---------+---------+---------+---------+
                1,5       3,0       4,5       6,0

Abundância de insetívoros/carnívoros
        ----+---------+---------+---------+-----
C         (------*------)
E           (------*------)
F       (------*------)
P                               (------*------)
        ----+---------+---------+---------+-----
           0        10        20        30

Riqueza de onívoros
        +---------+---------+---------+---------
C          (----------*----------)
E             (----------*----------)
F                            (----------*----------)
P                          (-----------*----------)
        +---------+---------+---------+---------
       0,0       1,6       3,2       4,8

Abundância de onívoros
        ---+----------+----------+----------+------
C           (-----------*----------)
E        (----------*-----------)
F           (-----------*-----------)
P                      (-----------*----------)
        ---+----------+----------+----------+------
```

ANEXO C. Média e Desvio Padrão da riqueza e abundância de agrupamentos tróficos para os quatro ambientes amostrados na bacia do rio Passa-Cinco, C, canavial; E, eucalipto; F, Floresta Nativa; P, Pastagem (continuação)

```
         0        15        30        45

Riqueza de frugívoros
        -----+---------+---------+---------+----
C       (-----*-----)
E            (-----*-----)
F                            (-----*-----)
P           (-----*-----)
        -----+---------+---------+---------+----
            0         5         10       15

Abundância de frugívoros
        --------+---------+---------+---------+-
C       (--------*---------)
E           (---------*---------)
F                           (---------*--------)
P                 (---------*--------)
        --------+---------+---------+---------+-
               0        25        50        75

riqueza de frugívoros/insetívoros
         -+---------+---------+---------+--------
C        (---*---)
E                (---*--)
F                                  (---*--)
P            (---*---)
         -+---------+---------+---------+--------
         0         5        10        15

Abundância de frugívoros/insetívoros
         --+---------+---------+---------+-------
C        (----*---)
E            (---*----)
F                                   (---*----)
P          (----*---)
         --+---------+---------+---------+-------
          0        15        30        45

Riqueza de granívoros
         +---------+---------+---------+---------
C                      (--*--)
E                    (--*--)
F         (--*--)
P                                 (---*--)
         +---------+---------+---------+---------
        0         5        10        15

Abundância de granívoros
         ----+---------+---------+---------+-----
C                            (----*----)
E                (----*----)
F        (----*----)
P                                  (----*---)
         ----+---------+---------+---------+-----
            0        30        60        90
```

ANEXO C. Média e Desvio Padrão da riqueza e abundância de agrupamentos tróficos para os quatro ambientes amostrados na bacia do rio Passa-Cinco, C, canavial; E, eucalipto; F, Floresta Nativa; P, Pastagem (continuação)

```
Riqueza de exúdivoros
         -----+---------+---------+---------+----
C        (------*------)
E                      (------*------)
F                               (------*------)
P        (------*------)
         -----+---------+---------+---------+----
             0         2         5         7,5

Abundância de exudívoros
         -----+---------+---------+---------+----
C         (-----*----)
E                (----*-----)
F                                 (----*-----)
P        (-----*----)
         -----+---------+---------+---------+----
             0         7        14        21

Riqueza de Carnívoros/Detritívoros
         ----+---------+---------+---------+-----
C                            (-------*--------)
E                        (-------*-------)
F        (--------*-------)
P                            (-------*--------)
         ----+---------+---------+---------+-----
            1,2       2,4       3,6       4,8

Abundância de carnívoros/Detritívoros
         -----+---------+---------+---------+----
C                      (-------*-------)
E                    (-------*-------)
F        (-------*-------)
P                             (-------*------)
         -----+---------+---------+---------+----
             0         7         14         21
```

ANEXO D. Descritores dos sítos (escala local) e da paisagem (métricas) para o tampão de 1000m

	F1	F2	F3	F4	E1	E2	E3	E4	P1	P2	P3	P4	C1	C2	C3	C4
área (ha)	178,7	217,7	246,2	96,6	47,7	93,6	159,5	155,2	256,7	210,1	168,7	313,8	180,4	123,7	130,4	152,4
relação área/perímetro	1,0	0,9	0,6	0,8	1,3	1,8	1,8	1,4	1,2	1,7	1,7	2,7	2,7	2,3	2,2	0,9
área central (ha)	12,3	28,2	12,6	20,9	13,8	44,5	66,6	18,3	64,0	86,7	69,4	176,7	111,3	66,8	69,9	4,8
topografia (altitude em metros)	730-840	680-740	780-910	620-660	835-840	700-740	720-760	940-980	620-730	680-780	700-840	640-840	815-840	760-820	940	620-745
rios 1ª ordem	1	0	1	0	1	2	1	1	4	0	2	2	1	1	4	1
rios 2ª ordem	0	2	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0
rios 3ª e 4ª ordem	0	1(3ª)	2 (4ª)	0	0	0	0	0	0	0	1(4ª)	1(3ª)	0	0	0	0
Métricas paisagem 1000m																
Área Total TA	312,44	312,59	312,62	310,12	249,84	312,44	312,39	312,62	312,39	312,39	312,39	312,39	312,66	312,35	312,39	312,39
Nº de manchas NP	12,00	57,00	43,00	23,00	5,00	34,00	29,00	63,00	32,00	25,00	40,00	19,00	2,00	11,00	19,00	35,00
Densidade Manchas PD	3,84	18,23	13,75	7,42	2,00	10,88	9,28	20,15	10,24	8,00	12,80	6,08	0,64	3,52	6,08	11,20
ind.maior mancha	63,34	36,40	40,43	39,00	48,60	88,99	38,08	30,55	65,77	44,22	66,07	71,48	84,28	85,21	88,49	33,97
ind.forma paisagem	2,82	5,29	3,99	4,19	2,29	2,61	3,39	4,94	4,89	3,25	3,92	3,01	1,49	1,90	2,29	4,90
área central total TCA	52,81	6,32	40,21	30,11	68,15	130,21	49,05	33,57	7,70	83,48	41,78	68,94	181,10	177,03	175,10	9,45
ind.contig.min CONTMIN	0,68	0,54	0,43	0,64	0,93	0,50	0,40	0,49	0,63	0,54	0,52	0,66	0,97	0,65	0,51	0,62
ind.contig.max CONTMA	0,96	0,91	0,93	0,93	0,96	0,96	0,95	0,92	0,92	0,95	0,94	0,95	0,98	0,97	0,97	0,92
indice forma min SI MN	1,48	1,47	1,34	1,65	1,74	1,30	1,43	1,49	1,63	1,46	1,42	1,53	1,52	1,39	1,58	1,55
indice forma max SIAM	2,34	3,25	2,70	2,71	1,73	2,15	2,26	2,30	3,92	2,26	2,80	2,53	1,32	1,40	1,62	3,24
indice justaposição IJI	61,41	93,45	72,63	75,63	85,95	74,72	87,79	98,99	16,72	75,46	62,02	40,29	0,00	57,99	86,95	75,53
ind.div.Shannon	1,16	1,02	1,08	1,09	1,16	0,39	1,05	0,95	0,67	1,01	0,79	0,69	0,44	0,52	0,48	1,08
ind.uniformidade Shannon	0,65	0,93	0,98	0,99	0,84	0,36	0,95	0,87	0,48	0,92	0,72	0,63	0,63	0,38	0,35	0,99

Livros Grátis

(http://www.livrosgratis.com.br)

Milhares de Livros para Download:

Baixar livros de Administração
Baixar livros de Agronomia
Baixar livros de Arquitetura
Baixar livros de Artes
Baixar livros de Astronomia
Baixar livros de Biologia Geral
Baixar livros de Ciência da Computação
Baixar livros de Ciência da Informação
Baixar livros de Ciência Política
Baixar livros de Ciências da Saúde
Baixar livros de Comunicação
Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE
Baixar livros de Defesa civil
Baixar livros de Direito
Baixar livros de Direitos humanos
Baixar livros de Economia
Baixar livros de Economia Doméstica
Baixar livros de Educação
Baixar livros de Educação - Trânsito
Baixar livros de Educação Física
Baixar livros de Engenharia Aeroespacial
Baixar livros de Farmácia
Baixar livros de Filosofia
Baixar livros de Física
Baixar livros de Geociências
Baixar livros de Geografia
Baixar livros de História
Baixar livros de Línguas

Baixar livros de Literatura
Baixar livros de Literatura de Cordel
Baixar livros de Literatura Infantil
Baixar livros de Matemática
Baixar livros de Medicina
Baixar livros de Medicina Veterinária
Baixar livros de Meio Ambiente
Baixar livros de Meteorologia
Baixar Monografias e TCC
Baixar livros Multidisciplinar
Baixar livros de Música
Baixar livros de Psicologia
Baixar livros de Química
Baixar livros de Saúde Coletiva
Baixar livros de Serviço Social
Baixar livros de Sociologia
Baixar livros de Teologia
Baixar livros de Trabalho
Baixar livros de Turismo